? r 1351

Alauda

Revue internationale d'Ornithologie



Volume 69 Numéro 3 Année 2001

Société d'Études Ornithologiques de France

Muséum National d'Histoire Naturelle

ALAUDA

Revue trimestrielle de la Société d'Études Ornithologiques de France

Muséum National d'Histoire Naturelle - Laboratoire d'Écologie Générale
4, avenue du Petit-Château - F-91800 Brunoy

Les publications de la S.E.O.F. sont indexées dans : Current Awareness in Biological Sciences, B.O.U., Zoological Record, Ulrich's International Periodicals Directory, Electre, Geo-Abstracts, Biological Abstracts.

AVIS AUX AUTEURS
(les consignes aux auteurs sont disponibles auprès de la Rédaction)

La Rédaction d'*Alauda* désireuse de maintenir la haute tenue scientifique de ses publications, soumettra les manuscrits aux spécialistes les plus qualifiés et décidera en conséquence de leur acceptation et des remaniements éventuels. Avis en sera donné aux auteurs. La Rédaction d'*Alauda* pourra aussi modifier les manuscrits pour en normaliser la présentation. L'envoi des manuscrits se fera en deux exemplaires tapés à la machine en simple interligne, n'utilisant qu'un côté de la page et sans addition ni rature; les noms d'auteurs (bibliographie, texte) seront impérativement en minuscules. L'emplacement des illustrations (graphiques, tableaux...) sera indiqué en marge du texte.

Pour les articles saisis de préférence sur ordinateurs MS DOS (PC) et MACINTOSH™, il est conseillé d'envoyer à la rédaction une disquette au format 3,5 (HD) sous Word™, Mac Write™ ou en ASCII, accompagnée d'une sortie imprimante. Les tableaux seront fournis sous forme de fichiers Word ou Excel. Faute aux auteurs de demander à faire eux-mêmes la correction de leurs épreuves (pour laquelle il leur sera accordé un délai maximum de 8 jours), cette correction sera faite *ipso facto* par les soins de la Rédaction sans qu'aucune réclamation puisse ensuite être faite. *Alauda* ne publiant que des articles signés, les auteurs conserveront la responsabilité entière des opinions qu'ils auront émises.



Ce numéro d'*Alauda* a été réalisé par QUETZAL *COMMUNICATIONS* pour la SEOF.



ALAUDA

Revue internationale d'Ornithologie

Nouvelle série

LXIX | N° 3 | 2001

3461 Alauda 69 (3), 2001 : 345-354

ASPECTS DE LA BIOGÉOGRAPHIE DES OISEAUX DE CORSE À LA LIMITE PLÉISTOCÈNE SUPÉRIEUR – HOLOCÈNE DANS LE CONTEXTE EUROPÉEN

ANTOINE LOUCHART*

Notes on the biogeography of the Corsican avifauna at the higher Pleistocène Holocene boundary, within a European context
Changes in geographic range of bird species at the higher Pleistocene-Holocene boundary (10 000 years before present) are not all directly linked to global warming. In most cases regression or rarefaction were involved. The whole continent, as well as islands, was affected. Approximately 50 taxa, over 20 of which were part of the higher Pleistocene Corsican fauna, have been studied in relation to whithc factors caused their regression, disappearance or extinction at a Western Europe or Mediterranean islands scale. These factors were found to be mostly linked to climate changes, whereas during the Holocene human factors became dominant (destruction of species and habitats). The rapid regression followed by the disappearance of steppes or steppic tundra seems to be a recurring factor. Very cold events during the very end of the Pleistocene, a reduction in the emerged area of islands, the extinction of mammal species endemic to the islands, the intentional and unintentional introductions of mammal species by humans and human hunting were also identified as factors of some importance. All these factors interact and most of changes in distribution appear to be diachronic. Some groups such as *Laridae*, *Sternidae* and *Paridae* did not seem to be well established on islands before the Holocene, when a certain anthropophily started to develop. Islands, by their situation, were at first protected from some factors but were later found to be more venerable when exposed to these factors. Corsica and its rich Pleistocene avifauna were found follow this pattern and allowed us to define some modalities. Many species disappeared from Corsica following the retreat of steppic habitats and the simultaneous extinction of *Megaloceros* (*Nesoleipoceros*) *cazioti* this is clear in the case of carrion feeders such as the Magpie *Pica pica* and of the Vuture *Gyps melitensis*. Cold events followed by a drastic reduction in the area of emerged lands of the "Cyrno-Sardinian block" seem to have had an influence. Human impact, during this period, might have had an effect but this is hard to prove, a possible case of human influence in the Mediterranean being the extinction of Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* and another related species.

Mots clés : Oiseaux, Pléistocène supérieur, Europe, Holocène, écologie, Biogéographie, Impact anthropique.

Key words: Birds, higher Pleistocene, Europe, Holocene, Ecology, Biogeography, Human impact.

* *FRE 2158, Centre des Sciences de la Terre, Université Claude Bernard, Lyon 1, 27-43 bd du 11 novembre 1918, F-69622 Villeurbanne cedex.*

INTRODUCTION

Le passage du Pléistocène à l'Holocène (10000 ans BP) voit la conjonction de plusieurs facteurs qui ont influé sur la répartition des espèces d'oiseaux et leur abondance. Il s'agit du réchauffement climatique, des changements de végétation et de la faune associée (mammifères notamment) qui lui sont étroitement liés, de l'augmentation ou de l'apparition de l'impact de l'homme sous diverses formes. De plus, sur les îles, la diminution de surface émergée, notamment en ce qui concerne le "Bloc Corso-Sarde" à l'Holocène a pu favoriser la disparition locale de plusieurs espèces, surtout à faibles densités de population (LOUCHART, sous presse). Par ailleurs les phases climatiques les plus froides ont pu entraîner en contexte insulaire un affaiblissement des populations, rendu fatal par leur limitation en effectif. Beaucoup de changements sont directement dus au réchauffement climatique ; ces cas sont connus et ne sont pas développés ici. Quelle est l'importance respective de chacun des autres facteurs ? Les gisements pléistocènes corses contribuent à la connaissance des cas insulaires, à leur tour replacés dans le contexte européen et à la lumière des données fossiles holocènes et des données ornithologiques historiques.

L'EUROPE ET LES ÎLES MÉDITERRANÉENNES

De nombreux cas de changements de répartition qui ne sont pas directement dus au réchauffement climatique concernent les îles méditerranéennes et l'ensemble de l'Europe Occidentale (îles Atlantiques non prises en compte).

Les cas essentiellement insulaires d'extinction totale ne présentent *a priori* pas de différence fondamentale de processus avec la régression d'une espèce dans une région donnée.

Seules sont retenues les données les plus fiables compte tenu de certaines difficultés de détermination ostéologique selon les groupes, de la nature et du nombre de fossiles concernés.

Les données fossiles sont compilées par TYRBERG (1998, 2000), MOURER-CHAUVIRÉ *et al.* (sous presse), LOUCHART (sous presse et travail en cours).

Les données actuelles et les caractéristiques écologiques permettant de faire les hypothèses proposées proviennent de CRAMP & SIMMONS (1998), THIBAULT (1983), THIBAULT & BONACCORSI (1999), VANSTEENWEGEN (1998), YEATMAN (1971). Seuls sont considérés comme "présents" les oiseaux non accidentels. "Accidentel" est pris au sens de chaque auteur : en moyenne cela concerne les taxons donnant lieu à moins de 5 contacts par an.

Les données ornithologiques historiques, voire préhistoriques, datant d'au moins un siècle (YEATMAN, 1971, VANSTEENWEGEN, 1998.) permettent de différencier les changements ayant eu lieu à la charnière Pléistocène-Holocène de changements plus récents.

Les notions de rareté et de répartition localisée sont ici confondues, tout comme les notions d'abondance et de répartition large. En effet, l'abondance en paléontologie n'est que très rarement interprétable, en raison de multiples biais taphonomiques. Cela permet l'intégration des données fossiles où l'absence locale d'un taxon dans une taphocénose peut correspondre à sa rareté comme à sa réelle absence dans la biocénose d'origine. Le terme "régression" sera donc compris alternativement au sens de raréfaction, et celui de "progression" alternativement au sens d'accroissement de population, dans la suite de la discussion. Il existe plusieurs cas de figure :

1.– Taxons actuellement répandus ou abondants, mais historiquement plus localisés/ rares :

- a) Localisés ou rares au Pléistocène supérieur également
- b) Répandus ou abondants au Pléistocène supérieur

2.– Taxons actuellement localisés ou rares, mais historiquement plus répandus/abondants :

- a) Répandus ou abondants au Pléistocène supérieur également
- b) Localisés ou rares au Pléistocène supérieur

3.– Taxons actuellement et historiquement répandus ou abondants :

- a) Répandus ou abondants au Pléistocène supérieur également
- b) Localisés ou rares au Pléistocène supérieur

4.– Taxons actuellement et historiquement localisés ou rares :

a) Localisés ou rares au Pléistocène supérieur également
b) Répandus ou abondants au Pléistocène supérieur

Seuls les cas de figure correspondant aux "a)", traduisant un changement à la charnière Pléistocène-Holocène, sont examinés ici.

Les disparitions ou fortes régressions à l'échelle considérée (Europe occidentale, îles méditerranéennes, ou Corse et Sardaigne) sont prises en compte toutes saisons confondues, puisque les données fossiles ne sont presque jamais discriminantes de ce point de vue.

Après chaque taxon sont énumérés les facteurs possibles de leur changement de statut (augmentation, régression, etc.). Ils sont proposés en relation avec l'écologie actuelle de chaque espèce, le cas échéant des espèces les plus proches.

Disparitions ou fortes raréfactions ou régressions à l'échelle européenne

Taxons précédés de # : Corse et/ou Sardaigne, et éventuellement autres îles méditerranéennes, incluse(s).
Taxons précédés de (#) : autres îles méditerranéennes incluses.
Taxons précédés de † : espèces éteintes.
Taxons précédés de (†) : sous-espèces éteintes.

Les formes éteintes ou disparues localement avant la fin du Pléistocène supérieur ne sont pas prises en compte ici.

Le fait d'inclure l'Europe du Nord permet de ne pas discuter ici les nombreux cas de régressions ou disparitions d'espèces au niveau de l'Europe tempérée et méridionale dus au moins en partie directement (ou indirectement sur certaines îles, *cf.* § Changement climatique et Discussion) au réchauffement climatique holocène, et bien connus par ailleurs (Mourer-Chauviré, 1977). Ces cas concernent des espèces à caractère boréal ou arctique, qui se sont repliées vers le nord et/ou les hautes montagnes, mais n'ont pas disparu d'Europe, ni ne sont devenues très rares (*e.g.* les lagopèdes *Lagopus* spp., et de nombreuses autres).

Anser erythropus **Oie naine**
Causes : disparition de la steppe ; chasse ?

† Gyps melitensis Vautour éteint de grande taille.
Causes : disparition de grands herbivores ; affaiblissement de la population à cause de phases climatiques froides au Pléistocène terminal ?

Buteo rufinus **Buse féroce**
Causes : disparition de la steppe. Cette espèce a régressé vers le sud (sous-espèce relicte *cirtensis* du Maghreb et de Libye) comme vers l'est (sous-espèce nominale) (Tyrberg, 1991).

Aquila nipalensis **Aigle des steppes**
Causes : disparition de la steppe.

Falco vespertinus **Faucon kobez**
Causes : disparition de la steppe. Cette espèce a été par ailleurs déterminée dans le gisement corse holocène de Monte Leone, couche SU4 (6500-7000 ans BP, d'après dates calibrées, Vigne *et al.*, 1997). Le Faucon kobez étant de nos jours régulier et parfois abondant en Corse (en halte migratoire, Thibault & Bonaccorsi, 1999), cette donnée fossile corse ne reflète probablement pas autre chose que ce statut particulier en Corse y compris il y a quelques millénaires. Inversement l'absence de donnée fossile au Pléistocène en Corse ne signifie pas une absence dans les biocénoses d'origine.

Francolinus francolinus **Francolin noir**
Il y a une donnée fossile considérée comme pléistocène en Espagne, mais des doutes sont permis quant à l'âge de ces restes. Le Francolin noir a été introduit au Moyen âge dans un but cynégétique et a vécu en Espagne notamment (Yeatman, 1971).

(#) † *Grus primigenia* Milne-Edwards 1869 ? (parfois rapportée à *Grus grus*, Stewart, com. pers.) ou *Grus antigone*. Causes : disparition de la steppe ?

Anthropoides virgo **Demoiselle de Numidie**
Causes : disparition de la steppe (Tyrberg, 1991). Cette espèce a poursuivi historiquement sa régression (Yeatman, 1971).

(†) *Philomachus pugnax rhypaeicus* Potapova 1990 (Russie). Causes : inconnues.

(†) *Scolopax rusticola magnus* Potapova 1990 (Russie). Causes : inconnues.

(†) *Columba livia lazaretensis* Mourer-Chauviré 1975 (France). Causes : inconnues.

† *Turdus* nov. sp. (plusieurs références à *Zoothera dauma* sont à rapporter à cette espèce) (Louchart, *in prep.*). Causes : inconnues.

(#) *Sturnus roseus*. Étourneau roselin
Causes : disparition de la steppe.

? (†)***Pyrrhocorax pyrrhocorax primigenius*** Milne-Edwards 1875 (France, Italie). Causes : inconnues.

PROGRESSIONS À L'ÉCHELLE EUROPÉENNE

***Oxyura leucocephala*? Érismature à tête blanche**
Cette espèce a récemment subi une régression marquée due à l'impact humain sur les milieux et à la chasse (Yeatman, 1971).

***Pernis apivorus*? Bondrée apivore**
(les rares données fossiles se situent uniquement en Europe de l'Est).

***Circaetus gallicus*? Circaète Jean-le-Blanc**
Ces trois taxons sont ceux pour lesquels *a priori* les biais taphonomiques et de détermination sont les plus faibles parmi l'ensemble des taxons "anormalement" rares dans le registre pléistocène européen. Si on écarte ces biais, les facteurs possibles de progression restent obscurs.

DISPARITIONS SUR D'AUTRES ÎLES MÉDITERRANÉENNES QUE LA CORSE OU LA SARDAIGNE
(cf. Mourer-Chauviré *et al.*, sous presse)

† ***Cygnus falconeri*** Parker (Malte). Causes : chasse ?

† ***Cygnus equitum*** Bate (Malte). Causes : chasse ?

† ***Anser* sp.** (proche de *A. erythropus*, Eivissa). Causes : introductions de compétiteurs ou prédateurs (mammifères) par l'homme ? ; chasse ?

† **"*Aquila chrysaetos*" *simurgh*** Weesie (Crète, appartient probablement à un autre genre qu'*Aquila*, S. Parry, com. pers.). Causes : disparition de mammifères endémiques ? (Weesie, 1988) ; introductions de compétiteurs ou prédateurs (mammifères) par l'homme ? (Weesie, 1988)

† ***Grus melitensis*** Lydekker (Malte) parfois considérée comme synonyme de *G. primigenia* (Tyrberg, 1985). Causes : inconnues.

† ? ***Grus* sp.** (Sicile). Causes : inconnues.

† ***Rallus* sp.** (Eivissa). Causes : inconnues ; introductions de compétiteurs ou prédateurs (mammifères) par l'homme ?

† ***Athene cretensis*** Weesie (Crète et Armathia). Causes : disparition de micromammifères endémiques ? (Weesie, 1988) ; introductions de compétiteurs ou prédateurs (mammifères) par l'homme ? (Weesie, 1988)

Aegolius funereus (Crète). Causes : retrait des forêts boréales de Crète ? ; effet du réchauffement climatique ?

Dendrocopos leucotos (Crète). Causes : retrait des forêts boréales de Crète ? ; effet du réchauffement climatique ?

† ***Corvus* nov. sp.** (Eivissa). Causes : inconnues ; introductions de compétiteurs ou prédateurs (mammifères) par l'homme ?

APPARITIONS OU PROGRESSIONS DANS LES ÎLES MÉDITERRANÉENNES

Les Podicipédiformes semblent avoir été plus rares dans les îles au Pléistocène (2 occurrences) que dans le Bassin méditerranéen continental (*cf.* Tyrberg, 1998, Mourer-Chauviré *et al.*, sous presse). Historiquement, les Grèbes huppé, à cou noir et castagneux ont progressé ; les Grèbes esclavon et jougris ont régressé (Yeatman, 1971).

Le Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo* n'est pas connu au Pléistocène dans les îles méditerranéennes. Il n'y a que 14 données dans le Pléistocène du Bassin méditerranéen, mais une telle absence semble significative, surtout comparée au cas de *P. aristotelis*, dont 6 données insulaires sont connues pour 29 continentales méditerranéennes. Dès la première moitié de l'Holocène, il est présent en Corse (Vigne *et al.*, 1997, Louchart, en préparation).

Les canards plongeurs étaient manifestement rares dans les îles méditerranéennes au Pléistocène ; trois des six données proviennent de Corse (*Melanitta* sp. et *Clangula hyemalis*, jusqu'ici publiés en tant que *Aythya* sp. et *Mergini* gen. et sp. indet. et *Aythya* sp.). Il n'y a cependant pas de donnée holocène en Corse, et il est possible que l'absence dans les autres îles au Pléistocène soit due à un biais taphonomique difficile à préciser.

Il n'y a pas de données de Galliformes autres que la Caille des blés dans les îles méditerranéennes au Pléistocène (Alcover *et al.*, 1992, Mourer-Chauviré *et al.*, sous presse). Les cas insulaires actuels sont apparemment tous des introductions par l'homme (Blondel & Vigne, 1993). En Corse, celle-ci semble récente (Antiquité récente, Vigne & Marinval-Vigne, 1989 *in* Vigne *et al.*, *op. cit*).

Les Laridés (mouettes, goélands), Sternidés (sternes, guifettes) et Paridés (vraies mésanges) étaient rares au Pléistocène dans l'ensemble du Bassin méditerranéen, y compris les îles (Tyrberg, 1998, Mourer-Chauviré *et al.*, sous presse, Louchart, sous presse). Ces deux familles se sont apparemment développées au cours de l'Holocène par anthropophilie. Assez tôt à l'Holocène, divers gisements insulaires en livrent nettement plus de restes qu'auparavant, notamment en Corse (Vigne, 1988, Vigne *et al.*, 1997, Louchart, sous presse). Cette influence date donc apparemment de plusieurs millénaires, et elle se poursuit pour les espèces les plus anthropophiles.

Les Passéridés du genre *Passer* étaient rares dans les îles méditerranéennes au Pléistocène (Mourer-Chauviré *et al.*, sous presse), mais c'était le cas sur le continent aussi. Le Moineau domestique en particulier est devenu abondant en devenant anthropophile au Néolithique. *Passer domesticus/hispaniolensis* est reconnu en Corse dès le niveau 4 de Monte Leone couche SU4 (6500-7000 ans BP, d'après dates calibrées, Vigne *et al.*, 1997).

Les îles ont un intérêt particulier en ce qu'elles définissent des zones biogéographiques discontinues par rapport au continent. On y observe des sauts qualitatifs par rapport à celui-ci en ce qui concerne l'abondance des espèces, ce qui s'apparente davantage à des présences/absences. Par conséquent le décalage est moins grand par rapport aux données fossiles, qui ne sont justement interprétables site par site qu'en termes de présence/absence.

LES CAS PARTICULIERS DE CORSE ET DE SARDAIGNE

Raréfactions et disparitions particulières à ces îles entre le Pléistocène supérieur et l'Holocène

Cas liés principalement au changement climatique

Les cas de régression ou disparitions de Corse et/ou de Sardaigne interprétés comme dus au réchauffement climatique holocène sont cités ci-après. Ils ne seront plus pris en compte par la suite.

Certaines de ces espèces et quelques autres peuvent être classées dans la même catégorie de par leur présence également dans d'autres îles méditerranéennes au Pléistocène supérieur :

Cygnus olor	Cygne tuberculé	(Sardaigne)
Clangula hyemalis	Harelde boréale	(Corse)
Melanitta sp.	Macreuse sp.	(Corse)
Buteo lagopus	Buse pattue	(Corse)
Eremophila alpestris	Alouette haussecol	(Corse)
Bombycilla garrulus	Jaseur boréal	(Corse)
Sitta europaea	Sittelle d'Europe	(Corse)
Pyrrhocorax graculus	Chocard à bec jaune	(Sardaigne)
Montifringilla nivalis	Niverolle des Alpes	(Corse)

Disparitions de Corse ou fortes raréfactions

(†) ***Falco peregrinus* nov. ssp.** Causes : inconnues.

Tetrax tetrax **Outarde canepetière.** Causes : disparition de la steppe ; effet de la réduction de la surface émergée à l'Holocène.

La Grande Outarde ***Otis tarda*** a curieusement encore peuplé la Corse au moins localement dans le sud durant une partie de l'Holocène (Cuisin & Vigne, 1998, Louchart, sous presse). Cette espèce était encore assez répandue notamment dans les plaines de France jusqu'au début du dix-neuvième siècle (Vansteenwegen, 1998). La part de contingence en ce qui concerne la ou les espèces qui subsistent et celle(s) qui disparaissent est probablement importante. Un événement sans lien direct avec l'espèce ou son milieu, ou survenant de façon non prévisible ou très rare (donc non intégré dans les adaptations de l'espèce), peut être à l'origine d'un déclin d'une espèce au lieu d'une autre, sans que l'écologie de l'espèce soit spécialement en cause. Dans les îles, où la recolonisation est rendue plus difficile que sur le continent, de telles disparitions sont encore plus susceptibles d'avoir eu lieu.

Caprimulgus ruficollis **Engoulevent à collier roux** Causes : affaiblissement de la population à cause de phases climatiques froides au Pléistocène terminal, associées à la limitation de population à cause de la surface limitée, et encore réduite dès le début de l'Holocène ?

† ***Athene angelis***. Mourer-Chauviré *et al.* 1997. Causes : la disparition des micromammifères endémiques « géants » de Corse (*Episoriculus corsicanus, Tyrrhenicola henseli, Rhagamys orthodon* et *Prolagus sardus*) dont elle était au moins partiellement prédatrice, est très postérieure à la sienne : période Romaine/Moyen âge (Vigne *et al.*, 1997) contre Pléistocène terminal/début Holocène pour *A.*

tion de zones boisées à caractère boréal. Cependant les forêts ont essentiellement régressé sur ces îles plus tard au cours de l'Holocène (en Corse à partir de 700 ans BP par déboisement anthropique - REILLE, 1984; VIGNE & VALLADAS, 1996). Il est possible que la disparition locale des trois taxons concernés (*A. funereus, Dryocopus martius, Dendrocopos leucotos*) corresponde seulement à l'effet indirect du réchauffement climatique par l'intermédiaire de la régression de ces espèces sur le continent proche, et la fin de leurs apparitions uniquement hivernales sur certaines îles, à l'instar des taxons cités plus haut (§ changement climatique).

Il semble que des phases climatiques très froides au Pléistocène terminal (Dryas) aient pu avoir un impact négatif sur certaines populations, surtout sur les îles; il est néanmoins difficile d'en avoir la preuve.

L'impact de la disparition de mammifères endémiques insulaires n'est pas le facteur le plus fréquemment retenu ici, et aucun cas d'extinction de rapace endémique d'île(s) méditerranéenne(s) - essentiellement des Strigiformes - n'est clairement associé à l'extinction des mammifères endémiques dont il était prédateur plus ou moins spécialisé au Pléistocène. En Corse, le registre pléistocène terminal et holocène, relativement bien documenté et daté (VIGNE, 1999), montre une extinction des petits mammifères endémiques plus tardive de plusieurs millénaires par rapport à celle des deux Strigiformes endémiques (VIGNE *et al.*, 1997, SALOTTI *et al.*, 2000). Si l'évolution insulaire des Strigiformes concernés est apparemment liée aux mammifères endémiques qui sont leurs proies et à certaines de leurs caractéristiques (LOUCHART, sous presse), cela n'est pas appuyé par des faits en ce qui concerne leur extinction. Les introductions de concurrents ou prédateurs potentiels ne sont pas en cause non plus, puisqu'elles sont tout aussi tardives. Les causes restent donc assez obscures.

Enfin, la diminution de la superficie émergée de certaines îles a pu être très importante. Celle de la Corse actuelle est de 8680 km^2; celle de la Sardaigne actuelle 24090 km^2; les deux îles totalisent 32770 km^2. Le bloc Corso-Sarde, pendant l'essentiel de la durée du Pléistocène supérieur, avait une superficie émergée de près de 45000 km^2 d'un seul tenant si on admet un niveau marin de l'ordre de 120 m plus bas qu'aujourd'hui; soit une diminution globale d'un tiers de la superficie. Mais la diminution rapide de superficie, sensible pour les espèces sédentaires - notamment les endémiques – qui ne traverseront pas ou seulement exceptionnellement les Bouches de Bonifacio, a été effectivement de 80 % pour la Corse, et de 50 % pour la Sardaigne. Cela a probablement eu un effet affaiblissant sur les populations les moins denses, notamment de rapaces diurnes et nocturnes, précisément les groupes comportant les taxons endémiques éteints. L'effet a pu être d'autant plus sensible que les zones submergées étaient auparavant des plaines littorales, qui formaient une proportion importante des habitats d'espèces probablement absentes des montagnes du centre de l'île (si on se réfère à l'habitat des espèces actuelles les plus proches, en ce qui concerne le genre *Athene* par exemple).

Ces facteurs sont plus ou moins étroitement liés entre eux, et il est illusoire d'en dégager un seul comme étant déterminant. Le climat influe sur le niveau marin donc la superficie émergée des îles. Il influe aussi sur la végétation. Le retrait de la steppe est lié à une atlantisation du climat de l'Europe occidentale à l'Holocène. Celle-ci influe sur la faune mammalienne herbivore, qui peut avoir une action réciproque par broutage notamment. L'homme a eu un impact destructeur en éliminant certains grands mammifères par la chasse, sur le continent et sur les îles (Chypre, Corse par exemple), ou encore indirectement sur les îles par l'introduction volontaire ou non de mammifères compétiteurs ou prédateurs des mammifères endémiques insulaires, typiquement moins compétitifs ne serait-ce que par le caractère limité de leurs populations.

En ce qui concerne les oiseaux, le cas de la Corse montre qu'ils ont subi un sort différent et assez indépendant de celui des petits mammifères, y compris les prédateurs de ces mammifères (VIGNE *et al.*, 1997, VIGNE, 1999). L'endémisme des oiseaux corses au Pléistocène supérieur est toutefois plus élevé que ce qui était perçu récemment (*cf.* VIGNE *et al.*, 1997; SALOTTI *et al.*, 1997; BONIFAY *et al.*, 1998; SALOTTI *et al.*, 2000) avec trois Strigidés, deux Accipitridés, un Falconidé et un ou deux Corvidés. Le taux d'extinctions est donc supérieur à ce qui était suggéré, mais relativement plus faible que chez les mammifères, diachrone par rapport à ceux-ci, et apparemment moins lié aux impacts anthropiques. Cela différencie aussi beaucoup les

îles méditerranéennes des îles océaniques du Pacifique par exemple, où l'impact humain sur les oiseaux a été considérable (STEADMAN, 1995). Le taux de disparitions locales en Corse est aussi nettement plus élevé que ce que les données suggéraient précédemment (*cf.* VIGNE *et al*, 1997 ; VIGNE, 1999) : près de 17 taxons au total (taxons éteints inclus) et non seulement 5 ont quitté la Corse à la limite Pléistocène-Holocène. Mais là aussi, globalement, il se confirme (*cf.* VIGNE *et al*, 1997 ; VIGNE, 1999) que l'impact humain sur ces oiseaux a été faible, comme pour les seuls taxons éteints.

Certains facteurs ont agi de façon quasi simultanée à la période charnière considérée ici, notamment l'effet de phases climatiques très froides rapidement suivies du réchauffement et de tous ses effets. Leur somme a pu avoir l'importance supposée ici. L'impact anthropique croissant sur le continent (sûrement favorisé par le réchauffement climatique) et probablement naissant sur les îles coïncide grossièrement avec ceci. Il est probable cependant que des études archéozoologiques avec des datations de plus en plus précises montreront une complexité et une diachronie plus grandes dans ces phénomènes.

Les changements survenus au cours de l'Holocène et en périodes historiques, jusqu'à aujourd'hui, sont par contraste beaucoup plus souvent anthropiques dans leur origine. Cela va de la modification des milieux à la chasse en passant par l'introduction d'espèces non indigènes etc. (YEATMAN, 1971 ; VANSTEENWEGEN, 1998). Certaines espèces s'étendent en devenant anthropophiles ou commensales, mais cela aboutit plutôt à un remplacement de la diversité par l'abondance de quelques taxons opportunistes.

Certains oiseaux aujourd'hui considérés comme nordiques ont révélé leur présence au Pléistocène et jusque dans le cours d'épisodes très doux de l'Holocène jusqu'en Méditerranée y compris en tant que nicheurs, prouvant qu'ils étaient jadis très ubiquistes, et que leur répartition nordique actuelle est un reliquat dû à une chasse abusive par l'homme. Un exemple typique est le Grand Pingouin *Pinguinus impennis*, avec d'autres oiseaux de mer (MOURER-CHAUVIRÉ, 1999). Le cas de l'Oie naine *Anser erythropus* est peut-être similaire, et si sa raréfaction et son retrait de la Méditerranée où elle était certainement nicheuse date bien du début de l'Holocène, cela augmente l'ancienneté de tels impacts directs de l'homme sur les oiseaux, notamment sur les îles.

La spécificité des îles en ce qui concerne la disparitions des oiseaux est double et contradictoire : elles peuvent servir de refuge surtout contre à la prédation mammalienne et humaine continentale, et d'autres effets anthropiques indirects, mais lorsqu'un pont est établi, souvent par l'homme, leur fragilité se dévoile et les espèces s'éteignent. Cette fragilité s'exprime aussi face aux aléas climatiques et aux variations du niveau marin.

CONCLUSION

Le climat est à la source des principaux phénomènes qui ont entraîné les changements observés dans la répartition de nombreux oiseaux, tant sur le continent que sur les îles, à la limite entre le Pléistocène terminal et l'Holocène. Par la suite, c'est l'impact de l'homme, essentiellement négatif, qui se révélera prépondérant (MARTIN & STEADMAN, 1999), et ne fera que croître.

BIBLIOGRAPHIE

• ALCOVER (J.A.), FLORIT (F.), MOURER-CHAUVIRÉ (C.), WEESIE (P.D.M.) 1992.– The avifaunas of the isolated mediterranean islands during the middle and late Pleistocene. *Papers in Avian Paleontology honoring Pierce Brodkorb, incorporating the Proceedings of the II International Symposium of the Society of Avian Paleontology and Evolution, N.H.M. of Los Angeles County, 1988.* K. E. Campbell. Los Angeles, Natural History Museum of Los Angeles County : 273-283.

• BLONDEL (J.), VIGNE (J.-D.) 1993.– Space, time and man as determinants of diversity of birds and mammals in the Mediterranean region. *In* (R.E.) RICKLEFS & (D.) SCHLUTER (Eds.) : *Historical and geographical determinants of community diversity.* R. E. R. D. Schluter. Chicago, Chicago University Press : 135-146. • BONIFAY (E.), BASSIAKOS (Y.), BONIFAY (M.-F.), LOUCHART (A.), MOURER-CHAUVIRÉ (C.), PEREIRA (E.), QUINIF (Y.) & SALOTTI (M.) 1998.– La grotte de la Coscia (Rogliano, Macinaggio) : étude préliminaire d'un nouveau site du Pléistocène supérieur de Corse. *Paléo* : 17-41.

• CRAMP (S.), SIMMONS (K.E.L.) 1998.– The complete birds of the Western Palearctic on CD-Rom.

Oxford University Press CD-Rom, Oxford. • CUISIN (J.), VIGNE (J.-D.) 1998.– Présence de la Grande Outarde (*Otis tarda*) au Boréal dans la région de Bonifacio (Corse-du-Sud), France; 8è millénaire av. J.-C. *Geobios*, 31: 831-837.

• DEL HOYO (J.), ELLIOTT (A.), SARGATAL (J.) (Eds.) 1994.– *Handbook of the birds of the world: New World vultures to guineafowl.* Lynx Edicions, Barcelone, vol. 2: 638 pp.

• LOUCHART (A.) (sous presse).– Les oiseaux du Pléistocène de Corse, et données concernant la Sardaigne. *Bulletin de la Société des Sciences historiques et naturelles de Corse.*

• MARTIN (P.S.), STEADMAN (D.W.) 1999.– Prehistoric extinctions on islands and continents. *In* Mac PHEE (Ed.) : *Extinctions in Near Time.* Kluwer Academic / Plenum Publishers, New York: 17-55. • MOURER-CHAUVIRÉ (C.) 1977.- *Les oiseaux de la fin des temps glaciaires en France. La disparition des espèces froides.* Colloques internationaux C.N.R.S. N° 271 - La fin des temps glaciaires en Europe: 105-111. • MOURER-CHAUVIRÉ (C.) 1999.– Influence de l'homme préhistorique sur la répartition de certains oiseaux marins: l'exemple du Grand Pingouin *Pinguinus impennis*. Actes du Colloque national (24e) et interrégional (38e) francophone d'Ornithologie, Lyon-Bron 1998. *Alauda*, 67: 273-279. • MOURER-CHAUVIRÉ (C.), LOUCHART (A.), PAVIA (M.), SEGUI (B.) (sous presse).– Les avifaunes quaternaires dans les îles méditerranéennes. *Bulletin de la Société des Sciences historiques et naturelles de Corse.*

• OLSON (S. L.) 1994.– Cranial osteology of Tawny and Steppe Eagles *A. rapax* and *A. nipalensis*. *Bull. B.O.C.*, 114: 264-267.

• PETIT-MAIRE (N.) 1999.– Variabilité naturelle des environnements terrestres: les deux derniers extrêmes climatiques (18000 +/- 2000 et 8000 +/- 1000 ans B.P.). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences. Sciences de la Terre et des Planètes*, 328: 273-279.

• REILLE (M.) 1984.– Origine de la végétation actuelle de la Corse sud-orientale: analyse pollinique de cinq marais côtiers. *Pollen et Spores*, 26: 43-60.

• SALOTTI (M.), BAILON (S.), BONIFAY (M.-F.), COURTOIS (J.-Y.), DUBOIS (J.-N.), FERRANDINI (J.), LA-MILZA (J.-C.), MOURER-CHAUVIRÉ (C.), POPELARD (J.-B.), QUINIF (Y.), RÉAL-TESTUD (A.-M.), MINICONI (C.), PEREIRA (E.) & PERSIANI (C.) 1997.– Castiglione 3, un nouveau remplissage fossilifère d'âge Pléistocène moyen dans le karst de la région d'Oletta (Haute-Corse). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, 324: 67-74. • SALOTTI (M.), BELLOT-GOURLET (L.), COURTOIS (J.-Y.), DUBOIS (J.-N.), LOUCHART (A.), MOURER-CHAUVIRÉ (C.), OBERLIN (C.), PEREIRA (E.), POUPEAU (G.), & TRAMONI (P.) 2000.– La fin du Pléistocène supérieur et le début de l'Holocène en Corse: apports paléontologique et archéologique du site de Castiglione (Oletta, Haute-Corse). *Quaternaire*, 11: 219-230. • STEADMAN (D.W.) 1995.– Prehistoric extinctions of Pacific Island birds: biodiversity meets zooarchaeology. *Science*, 267: 1123-1131. • STEWART (J. R.) 1999.– *The evolution of quaternary birds in the Western Palearctic: aspects of taxonomy and ecomorphology.* Unpublished thesis, Cambridge University, U.K.

• THIBAULT (J.-C.) 1983.– *Les oiseaux de la Corse, histoire et répartition aux XIXe et XXe siècles.* Editions Parc Naturel Régional de la Corse: 255 pp. • THIBAULT (J.-C.) & BONACCORSI (G.) 1999.– *The birds of Corsica.* B.O.U. Checklist Series, Tring, n° 17: 171 pp. • TYRBERG (T.) 1985.– *Grus primigenia* - Europas utdöda jä Hetrana. *Fauna och Flora*, 80: 169-176. • TYRBERG (T.) 1991.– Arctic, montane and steppe birds as glacial relicts in the West Palearctic. *Orn. Verh.*, 25: 29-49. • TYRBERG (T.) 1998.– *Pleistocene birds of the Palearctic: a catalogue.* Publications of the Nuttall Ornithological Club, R. A. PAYNTER (Jr.) (Ed.), Cambridge, Massachussets, vol. 27: 720 pp. • TYRBERG (T.) 2000.– *Supplement to Pleistocene birds of the Palearctic: a catalogue.* Web site: http://w1.115.telia.com/~u11502098/pleistocene.html

• VANSTEENWEGEN (C.) 1998.– *L'histoire des oiseaux de France, Suisse et Belgique. L'évolution des populations, le statut des espèces.* Delachaux & Niestlé: 336 pp. • VIGNE (J.-D.) 1988.– Les mammifères post-glaciaires de Corse. Etude archéozoologique. *Gallia Préhistoire*, (26e supplément): 337 pp. • VIGNE (J.-D.) & VALLADAS (H.) 1996.– Small mammal fossil assemblages as indicators of environmental change in northern Corsica during the last 2500 years. *Journal of Archaeological Science*, 23: 199-215. • VIGNE (J.-D.), BAILON (S.), CUISIN (J.) 1997.– Biostratigraphy of Amphibians, Reptiles, Birds and Mammals in Corsica and the role of man in the holocene faunal turnover. *Anthropozoologica*, 25-26: 587-604. • VIGNE (J.-D.) 1999.– The large "true" Mediterranean islands as a model for the Holocene human impact on the European vertebrate fauna? Recent data and new reflections. *In* N. BENECKE (Ed.) : *The Holocene History of the European Vertebrate fauna – Modern aspects of research.* Workshop, Berlin 1998. *Archäologie in Eurasien*, Band 6: 295-321.

• WEESIE (P. D. M.) 1988.– The quaternary avifauna of Crete, Greece. *Palaeovertebrata*, 18: 94 pp.

• YEATMAN (L.J.) 1971.– *Histoire des oiseaux d'Europe.* Bordas, Paris-Montréal: 365 pp.

Alauda 69 (3), 2001 : 35.-35.

PREMIÈRE OBSERVATION ET CAPTURE D'UN MARTINET DES MAISONS *Apus affinis* EN FRANCE

Gilles Faggio[1], Pierre Séliquer[2] & Gilles Bonaccorsi[3]

The First Little Swift *Apus affinis* for France was recorded in Barcaggio, Corsica on the 13th of May 2001. It was caught and ringed.

Mots clés : Martinet des maisons, Première donnee, France, Corse
Key words Little Swift, First record, France, Corsica

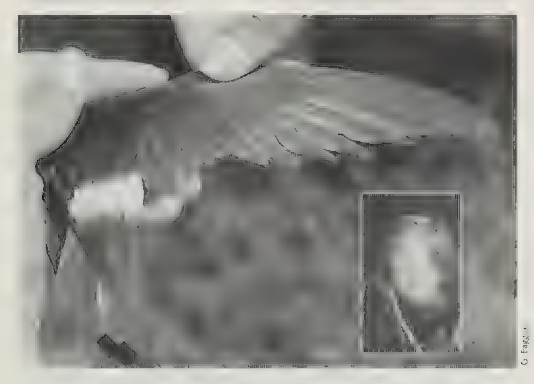
[1] *Association des Amis du P N R de Corse Maison Romieu 15 rue du Pontetto F 20200 Bastia*
[2] *Puypot, F-87110 Le Vigen*
[3] *Immeuble Azalee, Chemin de Biancarello, F 20090 Ajaccio.*

Le Martinet des maisons *Apus affinis* est une espèce africaine et asiatique (Del Hoyo *et al.*, 1999) qui nidifie, notamment, en Afrique du Nord (Cramp, 1985 ; Isenmann & Moali, 2000 ; Barreau & Bergier, 2001). Une partie de ses populations effectue des déplacements migratoires (Isenmann & Moali, *op. cit*) et des individus s'égarent, à l'occasion, en dehors de leur aire de répartition ; par exemple jusqu'en Europe (Lewington *et al.*, 1991). Tel est le cas du spécimen capturé le 13 mai 2001 à Barcaggio (pointe nord du Cap Corse) et qui constitue la première mention française pour cette espèce depuis plus de deux siecles.

Chaque année, depuis 1979 (sauf en 1985) est organisé un camp de baguage à Barcaggio (Frodello & Faggio *in prep.*, Thibault & Bonaccorsi, 1999) afin d'étudier la migration prénuptiale. Le déroulement du camp est assuré par l'Association des Amis du Parc Naturel Régional de Corse (Groupe Ornithologique de Corse). Depuis 1991, le camp dure du 16 avril au 15 mai inclus et s'insère dans un projet international "*Piccole Isole*" dirigé par *l'Istituto Naztonale per la Fauna Selvatica* (INFS) basé à Bologne (Italie). Au sein de ces campagnes de suivi qui s'inscrivent dans la durée, 233 espèces d'oiseaux furent mentionnées à la pointe du Cap Corse (essentiellement sur les sites de Barcaggio et le marais de Macinaggio), tant au niveau du baguage que de l'observation.

Le 13 mai 2001, un Martinet des maisons a été capturé, puis bagué (AX 46244, Muséum Paris) et mesuré (138 mm d'aile pliée, 12 mm de longueur de blanc sur le croupion, 26 g de masse) ; il fut relâché après avoir été photographié (cf. clichés G. Faggio). Le spécimen n'a été observé que fort peu de temps sur le site. Il avait été retiré du filet par Renaud Leperlier, la capture ayant eu lieu sur un petit cours d'eau (l'Acqua Tignese, qui délimite les communes de Rogliano et d'Ersa) d'une largeur de 10 m à cet endroit, où des martinets et des hirondelles viennent fréquemment boire, chasser ou se baigner. Des Martinets noirs *Apus apus* ont également été capturés au même moment dans ce filet, et ceux voisins.

L'identification a été confirmée, sans doute possible, à l'aide d'une pluralité d'ouvrages (Beaman & Madge, 1998 ; Mullarney *et al.*, 1999 ; Jonsson, 1994) par les personnes présentes au moment de la capture (GB, Anne Faggio, GF, RL, PS). On retiendra parmi les critères d'identification la faible taille par rapport à un Martinet noir *Apus apus* ou pâle *A. pallidus* ; la présence de blanc au croupion qui déborde jusqu'à la fin des flancs, le front pâle, ainsi que la queue carrée, éléments discriminants essentiels en comparaison d'une espèce telle que la Martinet de Cafrerie *Apus caffer* (Chantler & Driessens, 1996). En main, à noter la forme inhabituelle de l'extrémité des rémiges secondaires, au regard de celles des espèces



habituelles (*Apus apus*, *melba* et *pallidus*). A signaler, également, le vol aux battements plus vibrants que ceux du Martinet noir.

Quelques jours avant cette capture (le 10 mai, à Barcaggio), Arnaud LE DRU nous signalait l'observation d'un oiseau avec un croupion blanc dans un vol de Martinets noirs, très haut dans le ciel, avec l'impression qu'il s'agissait d'un martinet (mais sans certitude, considérant qu'il avait pu être en présence d'une Hirondelle de fenêtre *Delichon urbica*).

Au delà de la surprise, comment expliquer cette capture innatendue ? Il est possible que, par hasard, l'oiseau se soit égaré en remontant vers le nord en compagnie d'autres martinets tels que le Martinet noir *Apus apus*, qui est le plus régulier en ce lieu. Mais, il est également envisageable que cette information ne relève pas d'une simple anecdote et s'insere dans un contexte plus intéressant. En effet, dans cette seconde hypothese, s'il est vrai que certains spécimens se sont égarés jusqu'en Suède ou encore dans les îles Britanniques (MITCHELL & YOUNG, 1997), il a été fait état d'une recrudescence d'observations européennes lors des années 1990 et ce notamment en Espagne et dans une moindre mesure au Portugal (*in* DEL HOYO *et al., op. cit.*; DE JUANA y CRSEO, 1995, 1996, 1997 & 1998). L'essentiel des mentions est intervenu en mai et juin. La nidification a été suspectée en 1996 en Espagne (*in* DE JUANA y CRSEO, 1996 & 1997, a signaler que l'année citée est 1995 *in* DEL HOYO *et al., op. cit.*). D'autres observations ont été par ailleurs signalées en Italie (DI CARLO, 1994) et à Malte (LEWINGTON *et al., op. cit.*). En Sardaigne, un individu non déterminé avec précision *Apus caffer/Apus affinis* a également été observé en mai 1999 (SANNA, 2000). Alors, s'agissait il d'un simple cas marginal ou d'un élément à replacer dans le cadre d'un phénomène d'expansion ? Seul l'avenir permettra de trancher.

REMERCIEMENTS

Ceux-ci vont à M[me] Evelyne BREMOND-HOSLET (MNHN), pour sa disponibilité et son efficacité dans la recherche bibliographique, ainsi que Marcello GRUSSU (Gruppo Ornitologico Sardo).



BIBLIOGRAPHIE

- BARREAU (D.) & BERGIER (P.) 2001 – L'avifaune de la région de Marrakech (Haouz et Haut Atlas de Marrakech, Maroc) 2. Les espèces : non passereaux. *Alauda*, 69 : 167-202. • BEAMAN (M.) & MADGE (S.) 1998 – *Guide encyclopédique des oiseaux du Paléarctique occidental*. Nathan, Paris.
- CHANTLER (P.) & DRIESSENS (G.) 1996 – *Swifts : a guide to the Swifts and the Treeswifts of the World*. Pica Press identification guides. Pica Press. Mountfield. • CRAMP (S.) (ed.) 1985 – *Handbook of the Birds of Europe, Middle East and North Africa*, vol. IV, Oxford University Press. Oxford.
- DEL HOYO (J.), ELLIOTT (A.) & SARGATAL (J.) 1999. *Handbook of the Birds of the World*, vol. V, Lynx Edicions, Barcelona. • DE JUANA (E.) 1995, 1996, 1997, 1998. Observaciones de aves raras en España. *Comité de Rarezas de la Sociedad Española de Ornitologia/Birdlife*. http://www.terra.es/personal3/gu.arb/arbsc000.htm • DI CARLO (E. A.) 1994 – Note su alcune specie ornitiche rare o non comuni, incerte o ritenute tali per l'Italia Centro-Meridionale. *Gli Uccelli d'Italia*, 19 : 39-86.
- FRODELLO (J.-P.) & FAGGIO (G.) *in prep.* – Synthèse sur la migration des oiseaux au Cap Corse.
- ISENMANN (P.) & MOALI (A.) 2000.– *Les oiseaux d'Algérie - The birds of Algeria*. Société d'Études Ornithologique de France, Brunoy.
- JONSSON (L.) 1994 – *Guide des oiseaux d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient*. Nathan, Paris.
- LEWINGTON (I.), ALSTRÖM (P.) & COLSTON (P.) 1991 – *A field guide to the rare birds of Britain and Europe*. Domino Books, Harper Collins. London.
- MITCHELL (D.) & YOUNG (S.) 1997 – *Photographic handbook of the rare birds of Britain and Europe*. New Holland, London. • MULLARNEY (K.), SVENSSON (L.), ZETTERSTRÖM (D.) & GRANT (P.) 1999 – *Le guide ornitho*. Delachaux & Niestlé, Lausanne & Paris.
- SANNA (M.) 2000 (*in press*).– *Aves Ichnusae*, vol. 3.
- THIBAULT (J.-C.) & BONACCORSI (G.) 1999.– *The birds of Corsica*, BOU checklist n° 17. British Ornithologists'Union, Tring.

3463 : UNE FAUVETTE DE RUPPELL *Sylvia rueppelli* EN CORSE

Ruppel's Warbler Sylvia rueppelli *in Corsica*

La Fauvette masquée ou de Ruppell *Sylvia rueppelli* qui niche dans les régions de l'est du bassin méditerranéen (CRAMP, 1992), hiverne en Afrique orientale (SHIRIHAI *et al.*, 2001). Selon HANDRINOS & AKRIOTIS, (1997), cette fauvette effectue une migration prénuptiale précoce et d'après SHIRIHAI *et al.* (*op. cit.*), les individus de premier été sont observés au printemps en Israël, particulièrement lors d'une période comprise entre le 22 mars et le 4 avril.

Quelques rares individus s'égarant hors des zones habituellement fréquentées, elle a pu être notée à l'ouest jusqu'en Afrique du Nord (ISENMANN & MOALI, 2000) et en Europe occidentale (CRAMP, *op. cit.*, PARMENTER & BYERS, 1991).

Extrêmement rare en Italie (CRAMP, *op. cit.*; IAPICHINO & MASSA, 1989, GRUSSU, 1996), elle a été vue à Malte (SHIRIHAI *et al.*, *op. cit.*) et en France continentale où seules deux mentions méridionales ont été enregistrées jusqu'ici : un mâle le 20 mars 1970 à l'embouchure du Var (Alpes-Maritimes) et un autre mâle, cette fois chanteur, le 20 mai 1996 en Camargue (Bouches-du-Rhône) (DUBOIS & CHN, 1997). Une autre citation, mais incertaine, est signalée du 7 avril 1982 à Barcaggio (Cap Corse) (THIBAULT & BONACCORSI, 1999).

L'observation d'une femelle immature (premier été), le 6 avril 2001, en Corse dans le secteur compris entre Pisinale et Capo di Feno, à l'ouest d'Ajaccio constitue donc la troisième mention française de cette espèce.

L'individu a pu être comparé avec un mâle chanteur de Fauvette mélanocéphale *Sylvia melanocephala* et un bref instant avec une Fauvette grisette *Sylvia communis* présente également sur les lieux.

Les caractères suivants ont alors été relevés : allure générale qui évoque la Fauvette grisette, plus que la Fauvette mélanocéphale qui est plus petite. Forme du bec, de la queue et projection des rémiges primaires différentes de celles de cette dernière. Iris brun-rougeâtre souligné par un fin cercle blanc se détachant sur le reste de la tête. Cercle orbital brunâtre. Plumage terne et d'apparence "usée", contrastant fortement avec celui de la Fauvette mélanocéphale à proximité et présentant des grandes couvertures d'aspect écailleux et des rémiges secondaires internes lisérées de blanc. Gorge blanche, ce qui nous indique un oiseau de premier été (une femelle adulte aurait eu une gorge maculée de sombre).

Cet oiseau s'est montré assez discret et furtif. Les attitudes se révélaient être parfois plus "acrobatiques" que celles de la Fauvette mélanocéphale (cf GEROUDET, 1984). Au posé, il n'a été noté aucun hochement ou relèvement de la queue typiques d'autres espèces (Fauvettes pitchou *Sylvia undata* et sarde *Sylvia sarda*). Observé sur une petite pente rocailleuse, en bordure de route, couverte d'un maquis assez bas, localement dense, avec des lentisques *Pistacia lentiscus* et des plages de végétation plus lâche, il a été suivi dans de bonnes conditions, au posé ou en vol, pendant douze minutes, à courte distance (10 à 35 mètres), notamment lorsqu'il se déplaçait sur des jeunes Calycotomes velus *Calycotome villosa*, en fleurs. Aucune émission vocale n'a été enregistrée.

REMERCIEMENTS

Ils s'adressent tout spécialement à M[me] Évelyne BRÉMOND-HOSLET (M.N.H.N.) pour son aide et son efficacité dans la recherche documentaire.

BIBLIOGRAPHIE

- CRAMP (S.) (ed.) 1992.– *Handbook of the Birds of Europe, Middle-East and North Africa.* Vol. VI. Oxford University Press, Oxford.
- DUBOIS (Ph. J.) & CHN 1997.- Les oiseaux rares en France en 1996. *Ornithos*, 4 : 141-164.
- GÉROUDET (P.) 1984.– *Les Passereaux. Tome II : des mésanges aux fauvettes.* Delachaux et Niestlé, Neuchâtel & Paris. • GRUSSU (M.) 1996. Check-list of the Birds of Sardinia (second and last part). *Riv. Ital. Orn.*, 66 : 9-16.
- HANDRINOS (G.) & AKRIOTIS (T.) 1997.– *The Birds of Greece.* Helm. London.
- IAPICHINO (C.) & MASSA (B.) 1989.– *The Birds of Sicily.* BOU checklist series n° 11. British Ornithologists' Union, Tring.
- PARMENTER (T.) & BYERS (C.) 1991.– *A guide to the Warblers of the Western Palaearctic.* Bruce Coleman Books. Uxbridge.
- SHIRIHAI (H.), GARGELLO (G.), HELBIG (A.), HARRIS (A.) & COTTRIDGE (D.) 2001.– *Sylvia warblers : identification, taxonomy and phylogeny of the genus Sylvia.* Christopher Helm Identification Guide Series. Christopher Helm, London.
- THIBAULT (J. C.) & BONACCORSI (G.) 1999. *The Birds of Corsica.* BOU checklist series n° 17. British Ornithologists' Union, Tring.

Gilles BONACCORSI,
Immeuble azalée, Chemin de Biancarello,
F-20090 Ajaccio

Alauda 69 (3), 2001 : 359-372

VIABILITÉ DE LA POPULATION DE CHEVÊCHE D'ATHÉNA *Athene noctua* DANS LE PARC NATUREL RÉGIONAL DES VOSGES DU NORD

Jérôme Letty [1], Jean-Claude Genot [2] & François Sarrazin [3]

Analysis of population viability of Little Owl (*Athene noctua*) in the Northern Vosges natural park (north-eastern France).
Three small populations of Little Owl (Alsace-bossue, Piémont-alsacien, and Pays-de-Bitche) were monitored in the Northern Vosges area from 1984 to 1999. The total population size varied from 19 pairs in 1987 to 9 pairs in 1992, and up to 24 pairs in 1999. Population dynamics in Alsace-bossue seemed to precede the global trend in Northern Vosges, and population levels were especially high from 1994 onward. In order to assess the viability of these populations, we estimated survival using CMR methods (53 adults and 151 fledglings were ringed) and breeding rates. The yearly survival rate did not differ between sexes and was higher for adults (0.64) than for first-year birds (0.15). After 1994, survival rates were high for both adults (0.80) and first-year birds (0.31) in Alsace-bossue. Clutches were laid by 64 of 67 pairs located before the start of the breeding season, and 54 of 95 broods were successful. The mean number of fledglings per successful brood was 2.87. After 1994, breeding success was slightly higher in Alsace-bossue (0.64) than in the two other populations, but the number of fledglings per successful brood was lower (2.81). We analysed the viability of the Northern Vosges Little Owl populations using a two-sex model including demographic and environmental stochastic variables. According to field observations, we assumed that these three populations were non-connected. We hypothesised that environmental variability could arise locally and affect breeding success, whereas both adult and first-year bird survival could also depend on the harshness of winter uniformly affecting the Northern Vosges. The dynamics was highly sensitive to adult and first-year bird survival. The growth rate of the model using baseline values of demographic parameters from the whole study indicated a continuous population decline, while an optimistic model including values estimated in Alsace-bossue after 1994 could produce dynamics similar to those of whole population, which witnessed balanced fluctuations. Such a discrepancy between the baseline model and the field data from which it was derived may reveal an incomplete knowledge of Little Owl demography, particularly on dispersal rates. Both models revealed a high extinction risk for populations of less than 5 breeding pairs.

Mots clés : Chevêche d'Athéna, Survie, Succès reproducteur, Modèle démographique, Viabilité.

Key words : Little Owl, Survival, Breeding success, Demographic model, Population viability.

---

[1] Centre de Recherche sur la Biologie des Populations d'Oiseaux, Muséum National d'Histoire Naturelle, 55, rue Buffon, F-75005 Paris.
* Adresse actuelle : Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Direction des Études et de la Recherche, 53, rue Russeil, F-44000 Nantes (j.letty@oncfs.gouv.fr).

[2] Parc Naturel Régional des Vosges du Nord, SYCOPARC, Maison du Parc, BP 24, F-67290 La Petite Pierre.

[3] Université Pierre et Marie Curie, Laboratoire d'Écologie, CNRS-UMR 7625, Bât. A, 7e étage, 7 quai Saint-Bernard, Case 237, F-75252 PARIS Cedex 05.

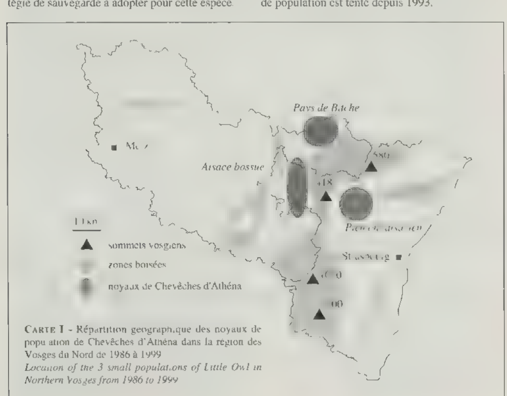
INTRODUCTION

Les effectifs de la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) ont sensiblement décliné durant la seconde moitié du XXe siècle, vraisemblablement en réponse aux importantes modifications du paysage rural dues à l'évolution de l'agriculture moderne (GÉNOT 1994 ; GÉNOT & LECOMTE, 1998). Devant la raréfaction apparente de cette espèce et la fragmentation de sa répartition géographique, un plan de restauration national est en cours de validation par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Aussi, une approche de dynamique de population devenait nécessaire pour appréhender le problème de la conservation de ce rapace. Cette étude fait le point des connaissances démographiques sur cette chevêche dans le Parc naturel régional des Vosges du Nord (GÉNOT, 1992 ; 1995). Un modèle démographique est ensuite élaboré pour analyser la viabilité de cette population, et fournir ainsi des éléments de réflexion sur la stratégie de sauvegarde à adopter pour cette espèce.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Contexte de l'étude

Le suivi démographique de la population de chevêches des Vosges du Nord a été initié en 1984. Celle-ci est en réalité constituée de 3 noyaux de population répartis en bordure du massif vosgien en Moselle et dans le Bas Rhin (CARTE I) : le Piémont alsacien (à l'est des Vosges), l'Alsace bossue (à l'ouest) et le Pays de Bitche (au nord-ouest). Tous ont rapidement été pourvus de nombreux nichoirs artificiels. Par ailleurs, les populations d'Alsace bossue et du Pays de Bitche semblent communiquer entre elles, un individu ayant été échangé de part et d'autre pendant la période d'étude, alors que le Piémont alsacien paraît complètement isolé des 2 autres noyaux par la forêt vosgienne, aucun échange n'ayant été constaté. Le Pays de Bitche est également connecté avec la population allemande de la Sarre (5 cas d'immigration adulte). En outre, un renforcement de population est tenté depuis 1993.



CARTE I - Répartition géographique des noyaux de population de Chevêches d'Athéna dans la région des Vosges du Nord de 1986 à 1999
Location of the 3 small populations of Little Owl in Northern Vosges from 1986 to 1999

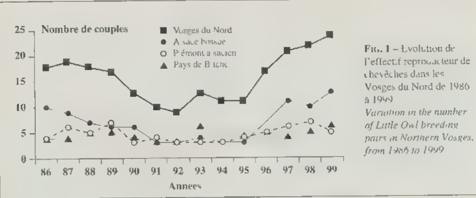


FIG. 1 – Evolution de l'effectif reproducteur de chevêches dans les Vosges du Nord de 1986 à 1999
Variation in the number of Little Owl breeding pairs in Northern Vosges, from 1986 to 1999

Estimation des densités et du succès reproducteur

A chaque début de printemps, un recensement des individus reproducteurs est mené par écoute des chants selon la technique de la repasse (EXO & HENNES, 1978). Le nombre potentiel de couples reproducteurs est estimé en fonction du nombre de couples réellement observés, ainsi que du nombre de mâles chanteurs entendus à plusieurs reprises sur un même territoire lorsque la présence d'une femelle n'a pas été directement décelée. Les mâles chanteurs qui semblent n'être que de passage dans la population ne sont pas comptés comme couples reproducteurs. L'effectif de chevêches reproductrices ainsi recensé entre 1986 et 1999 dans les Vosges du Nord a été de 16 couples en moyenne, et a atteint un maximum de 24 en 1999 (17 couples et 7 mâles chanteurs) après être tombé à 9 en 1992 (FIG. 1). Chaque couple localisé est suivi afin d'évaluer les paramètres de reproduction : taux de participation à la reproduction, importance de ponte, taux d'éclosion, nombre de jeunes à l'envol (GÉNOT, 1992, 1995). Dans l'optique de l'analyse de viabilité démographique, la reproduction a été décomposée en trois phases successives : la ponte, l'éclosion et l'envol des jeunes. Ces différents paramètres ont été estimés essentiellement à partir des données recueillies dans les Vosges du Nord de 1994 à 1999, mais en tenant parfois compte d'observations antérieures à cette période.

Baguage et suivi des oiseaux

Le baguage des chevêches dans les Vosges du Nord a démarré en 1986 (TAB. I). La plupart des oiseaux ont été bagués ou contrôlés au nid au printemps ou en été au moment de la couvaison et de l'élevage des jeunes, ou éventuellement grâce à des pièges ou à des filets disposés près du nid en ce qui concernait les individus en âge de voler (GÉNOT, 1992, 1995). Ainsi, 151 poussins ont été bagués de mai à septembre, dont 71 % en juin, alors que 53 adultes ont été bagués tout au long de l'année, mais

TABLEAU I – Données de baguage [illegible] Nord [illegible] du baguage (relâchés : jeunes élevés en captivité) et le noyau de population
[illegible]

Catégories \ Années	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98
Adultes	2	4	3	2	9	5	–	2	6	2	7	7	4
Jeunes	4	2	7	16	9	1	1	6	15	16	19	18	37
Relâchés		–	–	–	–	–	–	8	–	10	6	2	12
Piémont alsacien	4	–	1	5	4	1	–	6	5	7	3	1	13
Alsace bossue	–	–	4	6	4	1	1	5	9	8	17	12	31
Pays de Bitche	2	6	5	7	10	4	–	5	7	13	12	14	9

83 % de mars à juillet. D'autre part, 38 jeunes oiseaux issus d'un programme de reproduction en captivité ont été relâchés : 9 vers l'âge de 3 semaines en les intégrant à une couvée sauvage et 29 en âge de voler en fin d'été au moment de l'émancipation des jeunes. Seul un mâle relâché en couvée a jusqu'à présent été contrôlé. Le sexe des individus n'a pu être déterminé qu'à l'âge adulte durant la reproduction, la femelle se distinguant par sa plaque incubatrice et son comportement de couvaison ; 30 femelles et 13 mâles ont été identifiés parmi les individus bagués adultes, et seulement 7 femelles et 5 mâles parmi ceux bagués jeunes. L'âge moyen au premier contrôle des oiseaux bagués jeunes était d'environ 2 ans, avec un maximum de 5 ans pour une femelle. L'effort de suivi a été a priori constant entre les différentes années. Enfin, les reprises ont été peu nombreuses tout au long du suivi : 8 bagués adultes, 6 bagués jeunes, 1 relâché en couvée et 2 relâchés en âge de voler.

Méthodes d'estimation du taux de survie

L'estimation du taux de survie a été réalisée dans le cadre statistique des modèles de CORMACK-JOLLY-SEBER appliqués à la méthode de suivi par Capture-Marquage-Recapture (CMR ; LEBRETON *et al.*, 1992 ; CLOBERT & PRADEL, 1993 ; PRADEL & HENRY, 2000). Il s'agit typiquement de capturer des animaux, de les marquer, puis de les relâcher et d'essayer de les capturer à nouveau. Chaque individu a ainsi sa propre histoire de CMR : il est contrôlé ou non plusieurs fois au cours de sa vie. Le fait qu'il ne soit pas capturé lors d'une occasion de contrôle peut signifier plusieurs possibilités comprises dans la probabilité de contrôle : soit il a évité la capture alors qu'il était présent sur la zone d'étude, soit il en était absent. Une autre explication est qu'il n'a pas quitté la zone d'étude, mais qu'il est mort avant l'occasion de contrôle, fait intégré dans la probabilité de survie. Les récents développements de cette approche statistique permettent d'estimer les taux de contrôle et de survie de ces individus marqués en fonction de différents facteurs (sexe, âge, population, année...). Une fois l'homogénéité des histoires de CMR vérifiée entre individus d'une même catégorie, le principe de cette méthode est de trouver le modèle de contrôle et de survie intégrant le mieux ces facteurs. Ce modèle est sélectionné grâce au critère d'information d'Akaïke (AIC ; voir LEBRETON *et al.*, 1992). Les estimations des taux de survie et de contrôle correspondent aux valeurs les plus vraisemblables de ce modèle. Le logiciel d'analyse de survie MARK a été utilisé (WHITE, 1998).

La plupart des données ayant été récoltées durant la période de reproduction, et le nombre de contrôles ayant été relativement faible, la survie a été analysée en regroupant les données par année civile, sans se préoccuper des saisons. Par hypothèse, l'époque du contrôle annuel se situe au moment de la naissance des jeunes. L'analyse concerne les 204 individus d'origine sauvage bagués de 1986 à 1998, et éventuellement contrôlés jusqu'au 8 juillet 1999 inclus. Par ailleurs, différents facteurs ont été considérés pour modéliser les probabilités de contrôle et de survie : l'année, le noyau de population, le nombre d'années depuis le baguage, l'âge au moment du baguage et le sexe. En raison du faible nombre d'individus contrôlés, les facteurs temporels, âge et année, n'ont pu être modélisés que par classes d'âge ou par périodes pluriannuelles, alors qu'un éventuel effet de la cohorte de baguage a été complètement éludé. L'effet du sexe n'a pu être évalué que pour la classe d'âge adulte à partir des 54 individus (36 femelles et 18 mâles) dont le sexe avait été déterminé avant 1999. Les tests d'homogénéité des histoires individuelles de CMR n'ont révélé aucune hétérogénéité significative au sein des différentes catégories d'individus définies par le noyau, l'âge et le sexe ($P > 0,7$). Par ailleurs, les trop rares données de reprise n'ont pas été prises en compte. Enfin, la survie des individus d'élevage n'a pu être estimée selon cette méthode en raison du peu de données.

Etude de la dynamique de population

Une fois les taux annuels de reproduction et de survie connus, l'étape suivante est d'élaborer un modèle de dynamique de population intégrant l'ensemble de ces paramètres démographiques (LEBRETON & CLOBERT, 1991). Ce modèle résume en fait le cycle de vie des individus moyens de la population d'une année (t) à l'année suivante (t + 1). La dynamique de population a alors pu être étudiée à l'aide du logiciel ULM (LEGENDRE & CLOBERT, 1995 ; LEGENDRE 1999).

La première étape de l'étude de la dynamique de population concerne les propriétés du modèle

matriciel déterministe correspondant au cycle de vie de l'espèce (CASWELL, 2000). Classiquement, ce modèle de départ ne s'intéresse qu'à l'évolution du nombre de femelles dans la population (N), en considérant que leurs taux de reproduction et de survie sont constants au cours des années. On suppose ainsi que les mâles n'ont aucune influence sur la dynamique de population. Dans un tel modele déterministe, le taux de croissance annuel de la population (λ) est donc lui aussi constant (λ = N t + 1 / N t) L'effectif d'individus croît si λ est supérieur à 1, est stable si λ est égal à 1, et diminue si λ est compris entre 0 et 1. Il est également possible de déterminer quels sont les paramètres démographiques les plus importants pour la dynamique de population, en absence de toute densité dépendance, autre hypothèse de ce modèle. La sensibilité de λ à l'un de ses paramètres démographiques *x* mesure ainsi le changement absolu de λ induit par une variation unitaire de *x* ($\Delta\lambda/\Delta x$), et l'élasticité de λ correspondante quantifie ce changement de manière proportionnelle ($[\Delta\lambda/\lambda]/[\Delta x/x]$). L'élasticité permet d'évaluer l'importance relative des paramètres de reproduction et de survie qui ne se mesurent pourtant pas sur la même échelle, la somme de ces deux élasticités étant égale à 1.

La seconde étape de l'étude de la dynamique d'une population est l'analyse de viabilité, laquelle s'intéresse directement à l'évolution de l'effectif reproducteur et cherche à évaluer à quelle échelle de temps elle risque de s'éteindre (BOYCE, 1992, FERRIÈRE *et al.*, 1996; BEISSINGER & WESTPHAL 1998; LEBRETON, 2000) Dans un modele déterministe, la population n'a qu'une trajectoire possible déterminée par la valeur de λ: croissance infinie, équilibre parfait, ou décroissance inexorable menant à l'extinction (N < 1 couple). Par contre, dans un modèle stochastique, la population peut suivre un grand nombre de trajectoires différentes car une part de hasard y est intégrée. Ce hasard peut tout d'abord reproduire l'effet de la stochasticité environnementale, phénomène affectant aléatoirement la valeur moyenne des paramètres démographiques entre années (variabilité temporelle) ou entre sous-populations (hétérogénéité spatiale) Dans le cas des petites populations, il est ensuite pertinent d'intégrer l'effet de la stochasticité démographique, hasard correspondant en fait à la réalisation des paramètres démographiques pour chaque individu (LEGENDRE, 1999) Il faut en effet déterminer chaque année si chaque femelle va survivre jusqu'à l'année suivante, et à combien de nouvelles femelles reproductrices elle va donner naissance. Enfin, la sex ratio et le régime de reproduction pouvant également affecter la viabilité de la population, il faut aussi intégrer dans le modele le nombre de mâles reproducteurs. Des simulations "Monte Carlo" de 1 000 répétitions permettent alors d'estimer au fil des années la gamme des effectifs possibles d'une population non éteinte, ainsi que la probabilité d'extinction cumulée à cette même date

RÉSULTATS

Analyse de survie

Le modèle de CMR sélectionné indique un taux de contrôle annuel constant de 37 % (± 12%, erreur standard), identique pour les individus bagués adultes et jeunes. Ce taux de contrôle semblait cependant légèrement plus élevé pour les femelles que pour les mâles, ce qui serait logique puisque la plupart des contrôles ont été réalisés au nid quand les femelles couvaient. La survie à l'âge adulte ne différait ni entre sexes, ni entre individus bagués adultes et jeunes. Par contre, le taux de survie annuel dépendait de l'âge biologique, faible pour les jeunes de l'année (15 ± 8 %) et beaucoup plus élevé pour les individus adultes (64 ± 10 %) La variabilité annuelle du taux de survie n'a pu être estimée que pour les jeunes, et seulement de 1994-1995 à 1998 1999: la survie juvénile avait alors varié entre 9 % et 33 %, soit une moyenne de 20 % pour un écart-type entre années de 12 %. Les observations de terrain laissaient penser que le noyau d'Alsace bossue avait eu une dynamique de population plus forte que la moyenne durant cette même période Le modèle correspondant s'est révélé être un autre bon candidat. Si le taux de contrôle était alors un peu moins fort en Alsace bossue que dans les 2 autres noyaux, les paramètres de survie annuelle tendaient en effet à être plus élevés en Alsace bossue, tant pour la survie juvénile (31 ± 21 % *vs.* 10 ± 9 %) que pour la survie adulte (80 ± 18 % *vs.* 56 ± 21 %). Mais ces différences n'étant pas significatives, ce modèle semble trop optimiste

Paramètres de reproduction

Le premier paramètre à connaître était le taux de ponte parmi les couples reproducteurs. De 1994 à 1999, le taux de ponte a été de 95,5 % pour 67 nidifications attendues. L'étape suivante était le devenir de ces pontes, lesquelles sont souvent totalement détruites par des événements de type catastrophique (prédation, orage). Des 62 pontes suivies de manière continue durant cette même période (FIG. 2), il y avait eu en moyenne production d'au moins un jeune à l'envol dans 64,4 % des cas par an (63,6 % en Alsace bossue), avec un écart type entre années de 13,3 %. Parmi 33 couvées suivies de 1984 à 1991 dans cette même population, GÉNOT (1992) avait seulement noté 42,4 % de pontes productives. Si l'on cumule les données correspondant à ces deux périodes, on obtient alors un taux global de réussite des pontes de 56,8 %. A titre indicatif, la prédation avait été formellement incriminée dans 3 cas de destruction de couvée de 1994 à 1999, et dans 11 cas de 1984 à 1991 (GÉNOT, 1992). En cas d'échec total de la couvée, GÉNOT (1992) avait par ailleurs observé un taux de ponte de remplacement de 9,1 %, valeur cohérente avec celles estimées dans d'autres populations.

Le dernier paramètre déterminant la réussite de la reproduction était dès lors le nombre de jeunes à l'envol parmi les couvées productives. Ainsi entre 1984 et 1999, la moyenne des Vosges du Nord avait été de 2,87 (± 0,50, écart-type annuel) jeunes envolés par nid productif, soit 1,66 (± 0,74) jeunes envolés par couple nicheur. A titre indicatif, il y avait eu 2,07 (± 0,82) jeunes envolés par couple nicheur dans le centre d'élevage en captivité local entre 1993 et 1998 pour 26 tentatives de reproduction. De 1994 à 1999, la réussite moyenne des 25 pontes suivies en Alsace bossue (1,74 ± 0,64 jeunes envolés par couple nicheur, et 2,81 ± 0,31 par nid productif) avait été légèrement inférieure à la moyenne générale des 3 noyaux de populations (respectivement 2,08 ± 0,55 et 3,20 ± 0,24). Parmi les 40 couvées productives alors répertoriées dans les Vosges du Nord, le nombre de jeunes à l'envol par nid était distribué selon une distribution normale (FIG. 2). Une ponte de 6 œufs avait néanmoins été enregistrée par deux fois dans les Vosges du Nord. Enfin, le nombre moyen de jeunes à l'envol par ponte productive ne paraissait pas corrélé à la proportion de couvées réussies, pas plus que le succès reproducteur ne semblait dépendre de l'âge des parents.

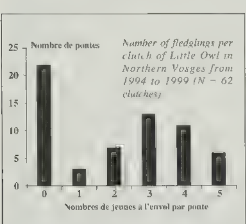


FIG. 2 - Distribution du nombre de jeunes chevêches à l'envol parmi les 62 pontes suivies dans les Vosges du Nord de 1994 à 1999.

Modèle démographique de la Chevêche d'Athéna dans les Vosges du Nord

Un modèle de dynamique de population a été élaboré en intégrant les estimations de survie et de reproduction précédentes (TAB. II haut). Ce modèle est donc censé reproduire la situation moyenne observée dans les 3 noyaux de population des Vosges du Nord de 1984 à 1999. Un modèle "optimiste" retenant les valeurs spécifiques de l'Alsace bossue entre 1994 et 1999 a également été considéré.

Le modèle de dynamique de population résume le cycle biologique (FIG. 3). Il est conçu dans le cas d'un comptage des individus avant reproduction (CASWELL, 2000). Le cycle annuel débute avec un effectif d'oiseaux reproducteurs (N) appartenant tous à la classe d'âge adulte. Schématiquement, ces adultes donnent naissance à des jeunes au printemps, et une partie de ces jeunes et de ces adultes survit ensuite jusqu'au printemps suivant pour former le nouvel effectif reproducteur de la population. La survie est considérée identique entre sexes, et la sex-ratio à l'éclosion est parallèlement supposée équilibrée. La Chevêche d'Athéna étant une espèce monogame, le nombre de couples est supposé égal à l'effectif du sexe le moins nombreux, et tous les couples peuvent se reproduire. Par ailleurs, les 3 noyaux de population sont considérés isolés entre eux, ainsi que des

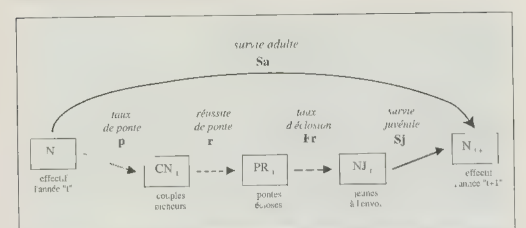


FIG. 3 — Cycle de vie annuel de [illegible] Chevêche d'Athéna [illegible] $N_{t+1} = N_t * (Féc + Sa)$, avec [illegible] la fécondité globale des adultes : $Féc = p * r * Fr * Sj$

Little Owl yearly life cycle as processed in the demographic model.

éventuelles populations voisines, interdisant ainsi tout échange d'individus entre noyaux ou populations ; cette hypothèse de fragmentation totale de la population est certainement pessimiste. Enfin, les taux de reproduction et de survie sont supposés indépendants de la densité de population.

Dans les modèles avec stochasticité environnementale, certains paramètres varient d'une année à l'autre, voire entre noyaux de population une même année, selon les facteurs du milieu impliqués (TAB. II haut). A la différence du taux de ponte (p) des couples supposé constant, le taux de réussite des pontes (r), le nombre de jeunes à l'envol par couvée réussie (Fr), et la survie juvénile de l'envol jusqu'au printemps suivant (S_j) varient ainsi à la fois entre années et entre noyaux. Une dernière hypothèse traduit la vulnérabilité observée des chevêches lors d'un hiver particulièrement rigoureux, phénomène susceptible de se produire aléatoirement dans 10 % des cas. Si cet événement se réalise, la survie juvénile et la survie adulte (Sa) sont alors supposées réduites de moitié par rapport à un hiver clément, ces effets macro-climatiques s'étendant de manière identique sur les 3 noyaux de population. Enfin, ces modèles avec variabilité spatio-temporelle intègrent aussi de la stochasticité démographique au niveau de chaque paramètre, y compris la sex-ratio à la naissance.

Analyse de viabilité démographique

Modèles déterministes à taux constants. La valeur de λ du modèle "moyen" révèle un déclin continu du nombre de chevêches dans la population des Vosges du Nord (TAB. II bas). Cependant, en partant de l'effectif reproducteur recensé en 1986, ce scénario de dynamique aurait déjà conduit cette population à l'extinction, ce qui n'est pas le cas (FIG. 4). Ce modèle semble donc très pessimiste. Concernant le déterminisme de λ, les élasticités indiquent qu'il est proportionnellement plus sensible à la valeur de la survie adulte qu'à celle de la fécondité. Ceci suggère que la stratégie bio-démographique de la Chevêche d'Athéna reposerait surtout sur sa longévité, bien que son temps de génération ne soit pas très long (voir LEBRETON & CLOBERT, 1991 ; DANCHIN *et al.*, 1995). L'analyse des sensibilités montre cependant que la survie adulte et la fécondité ont la même influence absolue sur λ. Les sensibilités aux sous-paramètres de la fécondité révèlent l'importance de la survie juvénile sur la dynamique de population, même si la survie adulte demeure prépondérante. La réussite de la couvée semble être un paramètre de moyenne importance, mais tout de même bien plus déterminant que le taux de ponte, et surtout que le nombre de jeunes à l'envol.

Paramètres \ Cas - Modèles	"moyen"	"optimiste"
Survie annuelle adulte : "Sa"	0,637	0,803
Taux de ponte : "p"	0,955	0,955
Réussite des pontes : "r"	0,568	0,636
Jeunes par ponte réussie : "Fr"	2,87	2,81
Survie juvénile : "Sj"	0,148	0,314
Fécondité adulte : "Féc" = p * r * Fr * Sj	0,23	0,536
Taux de croissance "λ"	0,75	1,07
Temps de génération "T"	4,0 ans	4,5 ans
Elasticité de "λ" à "Sa"	0,85	0,75
Elasticité de "λ" à "Féc"	0,[illegible]5	0,25
Sensibilité de "λ" à "Sa"	1,00	1,00
Sensibilité de "λ" à "Féc"	1,00	1,00
Sensibilité de "λ" à "p"	0,12	0,28
Sensibilité de "λ" à "r"	0,20	0,42
Sensibilité de "λ" à "Fr"	0,04	0,09
Sensibilité de "λ" à "Sj"	0,78	0,85

TABLEAU II – Paramètres démographiques et propriétés des modèles déterministes de dynamique de population de la Chevêche d'Athéna dans les Vosges du Nord. Deux cas ont été envisagés : le modèle "moyen" (ensemble de l'étude), et le modèle "optimiste" (Alsace bossue de 1994 à 1999). **Haut** : estimations des paramètres démographiques. Certains d'entre eux varient dans le temps (écarts-types annuels : "r" ± 0,133 "Fr" ± 0,50 et "Sj" ± 0,115), les valeurs des taux de survie juvénile et adulte sont en outre corrigées dans les modèles stochastiques pour intégrer l'effet catastrophique des hivers rigoureux. La fécondité adulte correspond au nombre de jeunes par couples recrutés dans la population l'année suivante ("Féc" = p * r * Fr * S[illegible]). **Bas** : caractéristiques des modèles de dynamique de population : taux de croissance de la population "λ", temps de génération "T" (âge moyen des reproducteurs), et élasticité et sensibilité de "λ[illegible] vis-à-vis de chacun des paramètres démographiques. L'élasticité à chaque sous-paramètre de fécondité est égale à celle à la fécondité globale.

Demographic parameters recorded in Northern Vosges from 1984 to 1999, and in Alsace bossue from 1994 to 1999, and mathematical properties of related demographic models

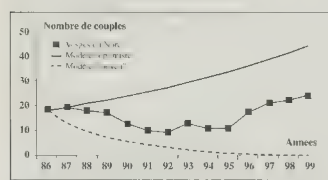


FIG. 4 – Evolution du nombre de couples reproducteurs de chevêches recensés dans les Vosges du Nord de 1986 à 1999 et projections correspondantes des modèles déterministes.

Comparison between recorded number of breeding pairs in Northern Vosges and the predictions of corresponding baseline and optimistic deterministic demographic models

Le modèle "optimiste" reproduisant le cas particulier de l'Alsace bossue de 1994 à 1999 prédit quant à lui une augmentation continue de la population (FIG. 4), comme l'indique son λ (TAB II bas). Si elles ne sont pas bouleversées, les autres propriétés changent néanmoins entre les deux modèles du fait des différences de valeur de tous les paramètres, le taux de ponte excepté. Le changement proportionnel le plus important concernant la survie juvénile, l'influence relative de la fécondité sur la dynamique de la population devient en conséquence plus forte dans le modèle "optimiste", alors que celle de la survie adulte diminue logiquement par contrecoup. Ainsi, λ devient presque aussi sensible à la survie juvénile qu'à la survie adulte, celle-ci demeurant néanmoins le paramètre le plus critique du cycle de vie, comme le montre le rapport d'élasticité entre survie adulte et fécondité.

Modèles démographiques avec fragmentation et variabilité spatio-temporelle. L'analyse de viabilité réalisée avec les modèles stochastiques révèle la légère diminution attendue de λ par rapport aux modèles déterministes : λ "moyen" stochastique

– 0,68 et λ "optimiste" stochastique = 0,98 (voir Tab. II bas). Ainsi, même la dynamique de population "optimiste" se situerait juste en deçà de l'équilibre démographique. La simulation de l'évolution de la population des Vosges du Nord à partir de 1986 réalisée avec le modèle "moyen" aurait alors abouti à un risque d'extinction cumulé de 96,1 % pour la population totale en 1999, alors qu'au moins un des 3 noyaux aurait dû s'éteindre dès 1995 (FIG. 5). Parallèlement, l'effectif des populations non éteintes en 1999 aurait été tout au plus de 3 couples (FIG. 6). Avec le modèle "optimiste", le risque cumulé d'extinction globale n'aurait par contre été que de 7,2 % en 1999, et la persistance de chacun des 3 noyaux de population se serait produite dans 42,2 % des cas (81,2 % pour le noyau d'Alsace bossue à partir de 1994; voir FIG. 5). L'effectif moyen des populations non éteintes en 1999 aurait alors été très légèrement inférieur aux 24 couples effectivement recensés cette année là (FIG. 6). Le modèle "optimiste" apparaît donc relativement réaliste alors que le modèle "moyen" semble incompatible avec les données de terrain. En outre, le modèle "optimiste" n'est pas pris en défaut par les données d'effectif reproducteur en Alsace bossue après 1994, cas particulier dont il est censé reproduire la dynamique de population (FIG. 7).

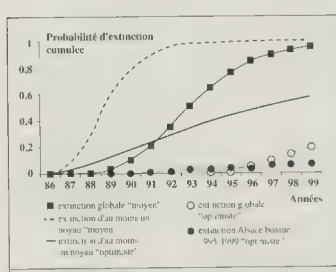
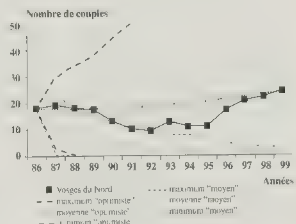


FIG. 5 – Risque d'extinction cumulé à partir de 1986 pour la population de chevêches dans les Vosges du Nord et pour au moins l'un de ses 3 noyaux pris au hasard. Risques d'extinction obtenus par simulation "Monte-Carlo" de 1000 répétitions des modèles stochastiques à partir des effectifs recensés dans chaque noyau en 1986 : 4 couples et 1 mâle, 10 couples et 1 mâle, et 4 couples, le cas de l'Alsace bossue à partir de 1994 est simulé à partir de son effectif d'alors : 3 couples et 1 mâle.

Cumulative risk of extinction as simulated by baseline and optimistic stochastic demographic models

FIG. 6 – Evolution du nombre de couples de chevêches dans les Vosges du Nord de 1986 à 1999 et projections correspondantes des modèles stochastiques. Intervalles de trajectoires obtenus par simulation "Monte-Carlo" (voir FIG. 5) : les valeurs moyennes correspondent aux populations non éteintes chaque année, et les trajectoires les plus basses illustrent les cas d'extinction rapide; l'effectif final est au-dessus de 50 couples dans 14% des trajectoires du modèle "optimiste".

Comparison between the recorded variations in the number of breeding pairs in Northern Vosges and the output of corresponding baseline and optimistic deterministic demographic models



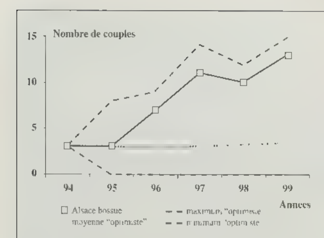


Fig. 7 – Évolution du nombre de couples de chevêches en Alsace bossue de 1994 à 1999 et projection correspondante du modèle stochastique "optimiste". Intervalle de trajectoires obtenu par simulation "Monte-Carlo" (voir Fig. 5 et 6).

Comparison between the recorded variations in the number of breeding pairs in Alsace-bossue and the output of corresponding optimistic stochastic demographic model.

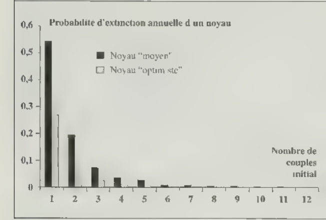


Fig. 8 – Risque d'extinction d'une année à l'autre d'un noyau de population de chevêches en fonction de son nombre de couples reproducteurs initial. Probabilités d'extinction obtenues par simulation "Monte-Carlo" de 1000 répétitions des modèles stochastiques avec chaque effectif initial.

Relationship between probability of population extinction from one year to the next and to the initial number of breeding pairs in the population as [illegible] *stochastic demographic models.*

La population de chevêches des Vosges du Nord étant fragmentée en 3 noyaux peu ou pas connectés entre eux, le noyau de population serait donc l'échelle de gestion la plus pertinente. Parmi les projections intéressantes en matière de conservation, les modèles stochastiques permettent d'évaluer le risque d'extinction d'une année sur l'autre de chacun de ces 3 noyaux en fonction de leur effectif initial (Fig. 8). Logiquement, plus l'effectif d'un noyau est faible, plus son risque instantané d'extinction est élevé, celui-ci étant parallèlement plus fort avec le modèle "moyen" qu'avec le modèle "optimiste". Le taux annuel d'extinction des noyaux serait ainsi de plus de 5 % pour des effectifs respectivement inférieurs à 3 et 4 couples avec les modèles "moyen" et "optimiste", alors qu'un tel risque serait réduit à moins de 1 % quel que soit le modèle pour un effectif supérieur à 5 couples. Cet effectif serait donc le seuil en dessous duquel le gestionnaire devrait recourir à des mesures immédiates de conservation. Les noyaux plus nombreux demeurent néanmoins menacés à l'échelle de plusieurs années et doivent bénéficier d'efforts de gestion à plus long terme.

DISCUSSION

Démographie de la Chevêche d'Athéna dans les Vosges du Nord et en Europe

Si une grande variabilité temporelle de la survie juvénile était prévisible du fait de la sensibilité

connue des jeunes aux conditions climatiques, un taux de survie des jeunes bagués au nid de 15 % semble particulièrement faible au regard des valeurs de 25 à 30 % enregistrées en Allemagne, en Suisse, et aux Pays-Bas (EXO, 1992). Le taux de survie juvénile de 31 % estimé en Alsace bossue après 1994 ne serait donc pas si optimiste qu'il peut le paraître dans le contexte des Vosges du Nord. Par contre, en ce qui concerne les adultes, le taux annuel de survie de 64 % estimé dans les Vosges du Nord est tout à fait cohérent avec la survie de 62 à 70 % estimée en Allemagne et aux Pays-Bas (EXO, 1992). Le taux de survie de 80 % estimé pour l'Alsace bossue après 1994 apparaît alors très optimiste. Il faut enfin noter que ces estimations de survie ne sont que des taux apparents, des individus ayant pu émigrer définitivement en dehors de la zone d'étude et être considérés à tort comme morts alors qu'ils participent toujours à la dynamique de population globale. Les taux de survie pourraient ainsi être sous-estimés, notamment chez les jeunes individus plus prompts à disperser hors de leur population de naissance. Parallèlement, la productivité des chevêches des Vosges du Nord semble assez faible par rapport à la plupart des autres pays européens. Cette différence pourrait résulter d'un fort taux de destruction des nichées, la prédation par la Fouine (*Martes foina*) causant de nombreuses pertes de nichées, voire de juvéniles ou d'adultes nicheurs (GÉNOT, 1992).

Limites des modèles de dynamique des populations

Une certaine variabilité spatio-temporelle entre noyaux de populations a été mise en évidence, avec des phases de réduction et d'expansion démographiques particulièrement marquées en Alsace bossue. Mais les modèles démographiques ne parviennent pas à reproduire fidèlement les évolutions d'effectifs observées, ce qui révèle une connaissance imparfaite du fonctionnement de cette population. En effet, si le modèle "optimiste" permet d'approcher de la dynamique observée, le modèle "moyen" se révèle beaucoup trop pessimiste alors qu'il possède les paramètres correspondant à la démographie moyenne de cette population.

Ce manque de cohérence entre modèles et observations peut résulter d'une mauvaise estimation de certains paramètres démographiques. Par exemple, la survie peut être sous-estimée en cas d'hétérogénéité de contrôle non détectée parmi des individus marqués (PRÉVOT-JULLIARD *et al.*, 1998). Ce cas pourrait s'appliquer à cette population de chevêches si une partie des jeunes émigre ou va nicher dans un endroit inaccessible à l'observateur. Une explication complémentaire serait une limitation de l'accession à la reproduction, et donc l'existence d'un réservoir local de reproducteurs non nicheurs. La survie essentiellement obtenue par contrôle des individus nicheurs serait alors sous-estimée. L'existence d'un important réservoir de non nicheurs semble cependant infirmée par la faible saturation apparente des sites de reproduction dans les Vosges du Nord. Par ailleurs, l'éventualité d'une immigration significative d'individus reproducteurs venant d'autres populations est aussi envisageable comme le suggère le baguage d'oiseaux à l'âge adulte, à moins que ces individus ne proviennent de nichées non suivies appartenant néanmoins à la population des Vosges du Nord. En cas d'échanges d'individus au sein d'une méta-population, une certaine densité dépendance pourrait également intervenir dans la dynamique des noyaux de population. Enfin, la divergence des modèles peut aussi être due à une méconnaissance de l'action de facteurs environnementaux tels que le climat et la qualité écologique du milieu.

Perspectives d'étude

L'existence d'une importante immigration d'adultes reproducteurs compensant le faible recrutement local des jeunes nés dans la population pourrait donc être la principale omission du modèle et la cause de son manque de réalisme. La question de la dispersion d'individus entre noyaux de population ou à l'échelle d'une vaste méta population apparaît comme un point crucial pour la compréhension de la dynamique de population de la Chevêche d'Athéna. Il serait donc souhaitable de connaître le destin des juvéniles après l'envol pour savoir si leur faible taux de recrutement s'explique en partie par une certaine émigration. La télémétrie devrait permettre de répondre à cette question bien qu'elle soit difficile à mettre en œuvre. L'idéal étant de cerner l'importance des échanges entre les différentes populations, on pourrait également développer un vaste programme de baguage à l'échelle de la méta-population en s'appuyant sur

plusieurs groupes d'étude respectant un même protocole. Mais l'existence de connexions entre populations n'est peut-être pas facilement détectable comme le laissent penser les rares mouvements enregistrés entre noyaux de population dans les Vosges du Nord. A défaut d'informations directes, la génétique des populations pourraient alors fournir des indices intéressants sur ces échanges d'individus entre populations. Une étude de la structuration génétique des différentes populations de chevêches constituant la méta-population pourrait ainsi préciser le degré de connexion entre les différentes unités démographiques (CORNUET *et al.*, 1999). Une telle analyse génétique semble donc être un préalable nécessaire à la définition d'un plan de sauvegarde de la Chevêche d'Athéna.

Mesures de conservation

Dans l'état actuel des connaissances sur la méta-population de chevêches, le principe de précaution commande d'envisager la conservation de cette espèce à l'échelle de chaque noyau de population. De manière générale, la conservation d'une espèce requiert avant toute chose l'existence d'un environnement qui lui soit favorable. Un programme de restauration du milieu en faveur de la Chevêche d'Athéna doit donc viser à augmenter, ou au moins à maintenir, les paramètres démographiques les plus importants pour sa dynamique de population, c'est-à-dire la survie adulte, et la survie juvénile dans une moindre mesure. Cette restauration de l'environnement ne doit pas être exclusivement centrée sur l'espèce, mais sur la biodiversité des milieux ouverts à laquelle elle participe. Cet objectif pourrait ainsi s'intégrer dans le cadre des politiques d'aménagement agricole et devrait favoriser le maintien dans le paysage rural des vieux arbres, vergers, prairies et haies nécessaires à la sauvegarde de la Chevêche d'Athéna.

Une fois son habitat restauré, un renforcement de population avec des individus élevés en captivité peut alors faciliter la conservation des noyaux dont l'effectif reproducteur recensé au printemps est particulièrement faible. Cependant, un renforcement peut aussi se justifier pendant le temps nécessaire à la restauration du milieu ou à l'évaluation du statut démographique de l'espèce lorsque celui-ci reste incertain, ce qui est le cas dans les Vosges du Nord. Par ailleurs, une faible dynamique de population n'est pas nécessairement due à un problème environnemental, mais peut également résulter de la dépression de consanguinité possible en cas de petit effectif reproducteur (COLVET, 2000). Dans un tel cas de figure, un renforcement avec des individus provenant d'autres populations peut alors permettre chez certaines espèces de relancer la population en danger d'extinction (WESTEMEIER *et al.*, 1998, MADSEN *et al.*, 1999). De plus, en présence d'écotypes distincts au sein d'une espèce, le choix de la population d'origine fournissant les individus peut déterminer les chances de succès de ce renforcement (NEDBAL *et al.*, 1997). Mais l'efficacité réelle d'un renforcement de population de chevêches demeure inconnue, très peu de données ayant pu être enregistrées sur les individus lâchés dans les Vosges du Nord. Il semble donc important d'obtenir de plus amples informations sur le comportement et le destin de ces individus, ce qui serait possible par télémétrie. Compte tenu de la forte mortalité attendue chez des individus lâchés, il faudrait sans doute améliorer la technique de lâcher et la valider expérimentalement (MARCHANDEAU *et al.*, 2000). Il semble par exemple pertinent de discuter l'efficacité respective d'un lâcher au moment de l'émancipation juvénile ou plus tard à l'âge adulte, avec des individus nés en élevage une même année, comme le suggèrent SARRAZIN & LEGENDRE (2000).

CONCLUSION

La viabilité de la population de chevêches des Vosges du Nord demeure relativement incertaine au terme de cette étude. La réussite de la reproduction et surtout le taux de recrutement des juvéniles y semblent assez faibles en comparaison d'autres populations européennes. Mais il manque encore certaines informations pour pouvoir vraiment juger de l'imminence de l'éventuel danger d'extinction qui guette cette population. Les modèles de dynamique de population sont en effet encore assez loin de reproduire correctement l'évolution de l'effectif reproducteur observée dans les Vosges du Nord. Il serait donc souhaitable d'estimer plus précisément la mortalité juvénile, ainsi que l'ampleur de possibles échanges d'individus reproducteurs avec d'autres populations. Malgré ces inconnues, le

principe de précaution commanderait de renforcer la population de chevêches des Vosges du Nord vu son statut démographique apparemment précaire. Il faudrait néanmoins pouvoir évaluer l'efficacité réelle d'un tel programme de renforcement de population. Parallèlement à cet effort local de conservation, un plan national de restauration de la Chevêche d'Athéna se met également en place. En plus d'un suivi classique par baguage, le recours à des analyses de génétique des populations semble pertinent pour élaborer rapidement une stratégie nationale de conservation de cette espece. Un échantillonnage extensif des différentes populations de chevêches, à l'échelle nationale et européenne, devrait en effet permettre d'estimer pour chaque population sa diversité génétique et de la relier à l'aspect demographique, sans négliger l'apport d'informations sur la structuration génétique de la méta-population et son fonctionnement Mais indépendamment de ces lacunes sur la biologie des populations de chevêches, la clef du problème de la préservation de cette espèce semble résider dans la qualité écologique des milieux ouverts qui constituent son habitat. La stratégie de conservation de la Chevêche d'Athéna devrait donc s'inscrire dans le cadre plus général de la restauration de l'équilibre de ces écosystèmes perturbés par l'évolution des activités humaines.

REMERCIEMENTS

Nous remercions le Syndicat de Coopération pour le Parc naturel régional des Vosges du Nord et le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement pour le financement de ce travail, ainsi que le Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux, le Laboratoire d'Ecologie UMR 7625 de l'Université Pierre-et-Marie-Curie, et l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, pour son déroulement

BIBLIOGRAPHIE

• BEISSINGER (S R) & WESTPHAL (M I.) 1998.– On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *J Wildl Manage.*, 62 : 821-841 • BOYCE (M) 1992 Population viability analysis. *Ann. Rev Ecol. Syst.*, 23 481-506

• CASWELL (H) 2000. - *Matrix population models (2nd ed), construction, analysis and interpretation.* Sinauer, Sunderland. • CLOBERT (J.) & PRADEL (R) 1993. - Modélisation de quelques paramètres démographiques dans les populations animales suivies par capture, marquage et recapture : revue et perspectives *In* : *Biométrie et Environnement* (éds. J.-D LEBRETON & B. ASSELAIN), pp 151 174. Masson, Paris • CORNUET (J M), PIRY (S), LUIKART (G) ESTOUP (A) & SOLIGNAC (M) 1999 New methods employing multilocus genotypes to select or exclude populations as origins of individuals *Genetics*, 153 1989-2000 • COUVET (D) 2000.– Populations réintroduites ou menacées : effets de la consanguinité *In* : *Devenir des populations animales et végétales introduites ou réintroduites déclin ou prolifération ? De la connaissance scientifique à la gestion.* Compte-rendu du colloque de Niederbronn-les-Bains (Bas-Rhin), 6-8 mai 1999 (éds V. BARRE, M. BIGAN & J. GIRAL), *Rev. Ecol Terre Vie*, 7 (suppl), 129-131

• DANCHIN (E), GONZALES-DAVILA (G) & LEBRETON (J -D.) 1995. Estimating bird fitness correctly by using demographic models. *J. Avian Biol.*, 26 : 67-75

• EXO (K.) 1992 – *Population ecology of Little Owls "Athene noctua" in Central Europe : a review* UK Nature Conserv., 5. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough • EXO (K.) & HENNES (R) 1978 Empfehlungen zur Methodik von Siedlungsdichte Untersuchungen am Steinkauz (*Athene noctua*). *Vogelwelt*, 99 137-141

• FERRIÈRE (R), SARRAZIN (F.), LEGENDRE (S.) & BARON (J P) 1996. Matrix population models applied to viability analysis and conservation : theory and practice using the ULM software. *Acta Œcol.*, 17 : 629-656.

• GÉNOT (J.-C) 1992 – Biologie de la reproduction de la Chevêche, *Athene noctua* SCOP , en bordure des Vosges du Nord. *Ciconia*, 16 : 1-18. • GÉNOT (J.-C) 1994 – Chevêche ou Chevêche d'Athéna *In* : *Nouvel Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985 1989* D. YEATMAN-BERTHELOT & G JARRY, pp 398-401. S. O F., Paris. • GÉNOT (J -C.) 1995.– Données complémentaires sur la population de Chevêches, *Athene noctua*, en déclin en bordure des Vosges du Nord *Ciconia*, 19 145-157 • GÉNOT (J -C) & LECOMTE (P.) 1998 – Essai de synthèse sur la population de Chevêche, *Athene noctua*, en France *Ornithos*, 5 : 124-131

- LEBRETON (J. D.) 2000 – Pourquoi les populations s'éteignent elles ? *Courrier de la Nature*, 182 Spécial Réintroductions : 4-9 • LEBRETON (J. D.), BURNHAM (K. P.), CLOBERT (J.) & ANDERSON (D. R.) 1992. - Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecol. Monogr.*, 62 : 67-118. • LEBRETON (J. D.) & CLOBERT (J.) 1991 – Bird population dynamics, management, and conservation : the role of mathematical modelling. *In : Bird population studies : relevance to conservation and management*. C. M. PERRINS, J. D. LEBRETON & G. J. M. HIRONS eds : 105-125. Oxford University Press, Oxford. • LEGENDRE (S.) 1999.– Demographic stochasticity : a case study using the ULM software. *Bird Study*, 46 (suppl.) : S140-147. • LEGENDRE (S.) & CLOBERT (J.) 1995.– ULM, a software for conservation and evolutionary biologists. *J. Appl. Stat.*, 22 : 817-834.
- MADSEN (T.), SHINE (R.), OLSSON (M.) & WITTZELL (H.) 1999. – Restoration of an inbred adder population. *Nature*, 402 : 34-35. • MARCHANDEAU (S.), LETTY (J.), AUBINEAU (J.) & CLOBERT (J.) 2000 - Les processus de la réintroduction : l'apport de l'expérimentation. *In : Devenir des populations animales et végétales introduites ou réintroduites : déclin ou prolifération ? De la connaissance scientifique à la gestion.* Compte-rendu du colloque de Niederbronn-les-Bains (Bas-Rhin), 6-8 mai 1999 (éds. V. BARRE, M. BIGAN & J. GIRAL), *Rev. Ecol. Terre & Vie*, 7 (suppl.) : 119-122.
- NEDBAL (M. A.), HONEYCUTT (R.L.), EVANS (S.G.), WHITING (R. M.) & DIETZ (JR. & D.R.) 1997 - Northern Bobwhite restocking in east Texas : a genetic assessment. *J. Wildl. Manage.*, 61 : 854-863.
- PRADEL (R.) & HENRY (P. Y.) 2000 – Le suivi individuel dans les petites populations : l'exemple de la Cigogne blanche *Ciconia ciconia*. *In : Devenir des populations animales et végétales introduites ou réintroduites : déclin ou prolifération ? De la connaissance scientifique à la gestion.* Compte-rendu du colloque de Niederbronn-les-Bains (Bas-Rhin), 6-8 mai 1999 (éds. V. BARRE, M. BIGAN & J. GIRAL), *Rev. Ecol. Terre & Vie*, 7 (suppl.) : 109-111. • PRÉVOT JULLIARD (A.-C.), LEBRETON (J. D.) & PRADEL (R.) 1998. – Re-evaluation of the adult survival of a long lived bird species, the Black-headed Gull (*Larus ridibundus*) in presence of recapture heterogeneity. *Auk*, 115 : 85-95.
- SARRAZIN (F.) & LEGENDRE (S.) 2000.– Demographic approach to releasing adults versus young in reintroductions. *Conserv. Biol.*, 14 : 488-500.
- WESTEMEIER (R. L.), BRAWN (J. D.), SIMPSON (S. A.), ESKER (T. E.), JANSEN (R. W.), WALK (J. W.), KERSHNER (E. L.), BOUZAT (J. L.) & PAIGE (K. N.) 1998. – Tracking the long term decline and recovery of an isolated population. *Science*, 282 : 1695-1698. • WHITE (G.C.) 1998 – Mark and Recapture Survival Rate Estimation (*Http : // www. cnr. colostate. edu/~ gwhite/mark/mark.htm*). Department of Fishery and Wildlife, Colorado State University, Fort Collins.

Alauda 69 (3), 2001 : 373-380

VARIATION DES EFFECTIFS NICHEURS DE HÉRONS POURPRÉS *Ardea purpurea* SUR LE LITTORAL MÉDITERRANÉEN FRANÇAIS EN RELATION AVEC LA PLUVIOMÉTRIE SUR LES QUARTIERS D'HIVERNAGE

CHRISTOPHE BARBRAUD & HEINZ HAFNER*



An increasing number of studies have demonstrated a link between some demographic parameters for some species of Palearctic-African migrant and rainfall indices on their wintering quarters.

Such relationships have been found for Purple Heron in several European populations but not in France, where variations in the population size seem not to depend on African wintering conditions. Here, we re-analysed long term population data of Purple Heron breeding in southern France in relation to a Sahel rainfall index, in the light of recent findings on factors affecting breeding numbers. After taking into account these factors in the analysis, there was a positive relationship between interannual population variation and the Sahel rainfall index in September ($r = 0.653$, $n = 15$; $P = 0.008$) and October ($r = 0.643$, $n = 15$, $P = 0.01$) over the period 1981-1998. The breeding population increased following high autumnal rainfall in the Sahel. These results are in agreement with previous studies on this species and highlight the necessity to take into account local confounding factors when investigating such broad scale relationships.

Mots clés : Héron pourpre, Pluviométrie sahélienne, Variation de population.

Key words: Purple Heron, Sahelian rainfall, Population fluctuation.

*Station Biologique de la Tour du Valat, Le Sambuc, F-13200 Arles

Correspondance à : Christophe Barbraud, Tour du Valat, Le Sambuc, F-13200 Arles (barbraud@tour-du-valat.com)

INTRODUCTION

En Europe occidentale, le Heron pourpré *Ardea purpurea* est un migrateur trans-saharien. Les programmes de baguage de cet Ardéidé, principalement en France et en Hollande, ont permis grâce aux reprises d'individus bagués d'identifier les principales routes de migration ainsi que les principaux sites d'hivernages africains (MOREAU, 1972 ; DEN HELD, 1981 ; VAN DER KOOY, 1976 ; VOISIN, 1996). La zone d'hivernage est vaste et se situe principalement dans la partie de l'Afrique de l'Ouest située entre 4°N - 10°N et 1°W - 18°W. La principale route de migration automnale passe par l'Espagne, le Maroc puis par la côte de l'océan Atlantique jusque sur les quartiers d'hivernage. Au printemps les Hérons pourprés semblent plutôt emprunter un itinéraire plus court via le delta intérieur du fleuve Niger suivi de la traversée d'une partie du Sahara.

Plusieurs études ont montré que la pluviométrie sur les quartiers d'hivernage africains pouvait avoir une influence sur les populations ainsi que sur la survie des oiseaux migrateurs trans-sahariens du Paléarctique occidental (TAB. I). Le mécanisme proposé est le suivant : fortes pluies au Sahel → abondance de la nourriture au Sahel → survie élevée au Sahel → population importante en Europe. Concernant le Héron pourpré, deux études effectuées en Hollande ont mis en évidence une relation entre le débit des fleuves Niger et Sénégal et, d'une part la taille de la population hollandaise (DEN HELD, 1981) et, d'autre part la survie des individus de plus d'un an (CAVÉ, 1983). Néanmoins, DEN HELD (1981) n'a pu mettre en évidence cette relation concernant la population du sud de la France. Plus récemment FASOLA *et al.* (2000) ont analysé les variations des populations du Héron pourpré en France méditerranéenne, en Italie, en Espagne et en Hollande en relation avec d'une part le débit des fleuves Niger et Sénégal et d'autre part un indice pluviométrique sur la zone d'hivernage de ces populations. Là encore, aucune relation entre les variations de la population française méditerranéenne (ainsi qu'italienne) et ces paramètres environnementaux n'a pu être mise en évidence. En revanche, des relations similaires à celles trouvées par le passé ont été mises en évidence pour les populations espagnoles et hollandaises.

Ces résultats posent un problème. En effet, il est surprenant que parmi plusieurs populations qui hivernent dans une même aire géographique, certaines soient affectées par les variations climatiques observées dans cette aire alors que d'autres ne le soient pas. Bien que les méthodes de dénombrement du nombre de couples reproducteurs diffèrent parfois selon les sites, la plupart des dénombrements sur les principaux sites de nidification sont effectués en avion selon le même protocole. La méthode de dénombrement des Hérons pourprés en France méditerranéenne est la méthode aérienne depuis 1979 (WALMSLEY, 1994). Dans l'hypothèse où cette méthode introduirait un biais, ce biais serait le même au cours des années et les variations interannuelles des effectifs seraient "réelles". Nous pouvons donc exclure un effet de la méthode de dénombrement sur les résultats contrastés entre les variations d'effectifs et les conditions d'hivernage.

Dans le sud de la France le Héron pourpré niche exclusivement dans des roselières à *Phragmites australis*. Récemment un programme

TABLEAU I. Espèces pour lesquelles une relation entre un paramètre démographique et un indice de pluviométrie sur les quartiers d'hivernage africains a été mise en évidence et publiée.

Species for which a relationship between a demographic parameter and a rainfall index in the African winter quarters has been demonstrated and published.

ESPÈCE	PARAMÈTRE DÉMOGRAPHIQUE	RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE
Ardea purpurea	Taille de la population	DEN HELD, 1981 ; FASOLA *et al.*, 2000, présente étude
	Survie	CAVÉ, 1983
Ardeola ralloides	Taille de la population	FASOLA *et al.*, 2000
Nycticorax nycticorax	Taille de la population	DEN HELD, 1981 ; FASOLA *et al.*, 2000
Ciconia ciconia	Taille de la population	DALLINGA & SCHOENMAKERS, 1989
	Survie	KANYAMIBWA *et al.*, 1990 ; KANYAMIBWA *et al.*, 1993 ; BARBRAUD *et al.*, 1999
Hirundo rustica	Mortalité	MØLLER, 1989
Riparia riparia	Taille de la population	COWLEY, 1979 ; JONES, 1986 ; BAILLIE & PEACH, 1992 ; BRYANT & JONES, 1995
	Survie	SZEP, 1995
Acrocephalus schoenobaenus	Mortalité	PEACH *et al.*, 1991
	Taille de la population	FOPPEN *et al.*, 1999
Sylvia communis	Taille de la population	WINSTANLEY *et al.*, 1974 ; HJORT & LINDHOLM, 1978 ; BAILLIE & PEACH, 1992
Phoenicurus phoenicurus	Taille de la population	BAILLIE & PEACH, 1992

de recherche a permis de mettre en évidence une influence des niveaux d'eau dans les roselières et de la coupe du roseau sur la probabilité d'occupation des roselières et sur la taille des colonies de Hérons pourprés (BARBRAUD & MATHEVET sous presse, BARBRAUD *et al.*, sous presse). Lorsque les roselières sont coupées et/ou les niveaux d'eau sont faibles la probabilité d'occupation et la taille des colonies sont faibles. En Languedoc Roussillon, de nombreuses roselières sont gérées à des fins économiques (MATHEVET, 1999). Deux principaux types de gestion peuvent être définis : une gestion cynégétique, impliquant une baisse des niveaux d'eau lors de la période de reproduction du Héron pourpré et une fragmentation des roselières lors de la création de plans d'eau libre, et une gestion du roseau, impliquant une coupe des tiges totale ou partielle sur la roselière et une baisse des niveaux d'eau pour permettre la récolte à l'aide de machines.

Ces observations suggèrent que si l'on veut examiner la relation entre les variations de la population de Hérons pourprés et les facteurs climatiques dans la zone d'hivernage il est nécessaire de prendre en compte les facteurs pouvant affecter le nombre de couples et de colonies sur les sites de reproduction. L'objectif de cet article est donc de réexaminer l'influence de la pluviométrie dans les quartiers d'hivernage sur les variations de la population de Hérons pourprés en France méditerranéenne qui constitue actuellement environ 30 % de la population française (MARION, 1994).

MÉTHODES

Un dénombrement de la population nicheuse est effectué annuellement en Camargue (43°30'N, 4°30'E) ainsi que dans les marais littoraux méditerranéens situés entre 3°52'E et 2°70'E depuis 1981, constituant avec les données collectées annuellement en Hollande les deux seules séries à long terme sur cette espèce en Europe. La méthode de dénombrement par avion a déjà été décrite par MOSER (1984) et KAYSER *et al.* (1994) (voir également WALMSLEY, 1994).

Depuis 1981 un total de 44 roselières dans lesquelles la reproduction du Héron pourpré a été constatée ont été dénombrées. De nombreuses roselières n'ont cependant été occupées que quelques années lors de la période d'étude car la dynamique des colonies de Hérons pourprés est forte (DEERENBERG & HAFNER, 1999). À l'aide des informations recueillies auprès des propriétaires des roselières et des exploitants de roseaux (MATHEVET, 1999 et comm. pers.) nous avons pu exclure de l'analyse les roselières dans lesquelles l'exploitation du roseau avait eu lieu de manière intensive. Nous avons également exclu les roselières dans lesquelles les niveaux d'eau varient fortement d'une année à l'autre pour ne retenir que celles qui sont inondées en permanence. Après avoir appliqué ces critères nous avons retenu quatre sites qui sont l'étang du Scamandre (Gard), du Charnier (Gard), de Vendres (Hérault) et du Landres (Bouches-du-Rhône) pour lesquelles nous avons retenu le nombre total de couples reproducteurs chaque année. Un indice de variation interannuel V pour une année *i* a ensuite été calculé selon la formule

$$V_i = N_i - N_{i-1} / N_{i-1}$$

où N_i est le nombre de couples lors de l'année *i* et N_{i-1} le nombre de couples lors de l'année *i-1*. Un indice positif (négatif) indique donc une augmentation (diminution) du nombre de couples.

L'indice pluviométrique sur la zone d'hivernage que nous avons utilisé est l'indice mensuel standardisé des pluies au Sahel sur la période 1981-1998 (site Internet maintenu par T. MITCHELL : *http://tao.atmos.washington.edu/data_sets/sahel*). Cet indice mesure la déviation des hauteurs de pluies par rapport à la normale calculée sur la période 1950-1993, et ce sur la zone 20°N 8°N, 20°W-10°E.

Pour examiner la relation entre la pluviométrie et les variations de la population, nous avons utilisé des coefficients de corrélation de PEARSON (SOKAL & ROHLF, 1995) entre l'indice de pluviométrie mensuel à partir du mois de juillet de l'année *i-1* jusqu'au mois de février de l'année *i* et l'indice de variation interannuel de la population de Hérons pourprés V_i. La période de juillet à février a été définie en fonction des premières dates de départ des Hérons pourprés des sites d'hivernage (février) et de reproduction (juillet) (CRAMP, 1992, VOISIN, 1996). La significativité statistique de chaque coefficient de corrélation (c'est à-dire pour

chaque mois) a été évaluée à l'aide d'une procédure aléatoire. Nous avons calculé un intervalle de confiance à 95 % pour chaque coefficient de corrélation en utilisant la méthode d'estimation par *boostrap* (HALL, 1992). Cette méthode consiste à calculer un coefficient de corrélation pour un réarrangement aléatoire des données initiales. Les données initiales ont été réarrangées 10000 fois afin d'obtenir une distribution quasi normale des coefficients de corrélation et, par conséquent, un intervalle de confiance à 95 % du coefficient de corrélation observé (GLEASON, 1988).

RÉSULTATS

Le nombre de couples reproducteurs sur les quatre colonies étudiées montre de fortes variations interannuelles (FIG. 1a) avec une tendance au déclin ($r = -0{,}435$; $n = 19$; $P = 0{,}063$) sur la période 1981-2000. Le nombre de couples reproducteurs a été particulièrement faible lors de la période 1986-1994 ainsi qu'en 2000 avec seulement 259 couples (60 au Scamandre, 80 au Charnier, 69 à Vendres et 50 au Landres). L'importance des colonies a varié de 10 à 381 couples et les variations les plus importantes ont été observées sur la colonie du Landres (TAB. II). Sur la période 1981-1998, l'indice de pluviométrie est également très variable (FIG. 1b) et montre une tendance à l'augmentation ($r = 0{,}458$, $n = 18$, $P = 0{,}056$), alors que la tendance au déclin du nombre de couples de Hérons pourprés est moins marquée sur cette période ($r = -0{,}284$; $n = 17$; $P = 0{,}269$).

Nombre de couples
(a)
1200
800
400
Année
1980 1984 1988 1992 1996 2000

Indice pluviométrique de juillet à février
(b)
400
0
-400
Année
1980 1984 1988 1992 1996 2000

FIG. 1. Evolution des effectifs reproducteurs de Hérons pourprés sur les quatre colonies étudiées : nombre de couples (a) et évolution de l'indice pluviométrique du Sète calculé sur la période juillet-février (b).

Variation in Purple Heron breeding population size (number of breeding pairs) at the four studied colonies (a) and variation in the Sète [illegible] calculated for the period July-February (b).

TABLEAU II. Nombre d'années de suivi, importance minimale, maximale, médiane et moyenne des colonies de Hérons pourprés utilisées dans l'analyse sur la période 1981-2000. É.T. et C.V. indiquent respectivement l'écart-type et le coefficient de variation.

Number of years [illegible] of Purple Heron colonies used in the analysis for 1981-2000. É.T. and C.V. indicate standard error and coefficient of variation, respectively.

Colonie	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	É.T.	C.V.
Scamandre	21	36	381	272.0	236.4	109.5	0.463
Landres	21	10	300	50.0	85.1	87.9	1.033
Charnier	20	46	346	218.5	207.0	89.9	0.420
Vendres	20	40	337	166.5	178.0	93.2	0.523
Total	19	259	1117	689.0	687.4	213.6	0.311

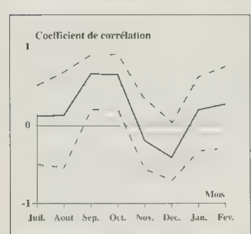


FIG. 2 – Coefficient de corrélation de PEARSON (trait plein) entre l'indice de variation interannuelle des effectifs reproducteurs de Hérons pourprés et l'indice pluviométrique mensuel au Sahel sur la période 1981-1998. Les intervalles de confiance à 95% sont indiqués en traits discontinus et les limites de significativité statistique du coefficient de corrélation en traits pointillés.

PEARSON correlation coefficient (plain line) between the interannual variation in breeding numbers of Purple Herons and the Sahel monthly rainfall index for the period 1981-1998. Dashed lines indicate 95% confidence intervals and dotted lines indicate statistical significance for the correlation coefficient.

L'indice de variation interannuelle du nombre de couples reproducteurs est positivement corrélé avec l'indice de pluviométrie sur les quartiers d'hivernages pour les mois de septembre et octobre (FIG. 2). Lors de ces deux mois le coefficient de corrélation est significativement positif et les intervalles de confiance sont positifs. Lorsque les pluies sont abondantes à l'automne sur les quartiers d'hivernage les effectifs nicheurs de Hérons pourprés augmentent au printemps suivant (FIG. 3).

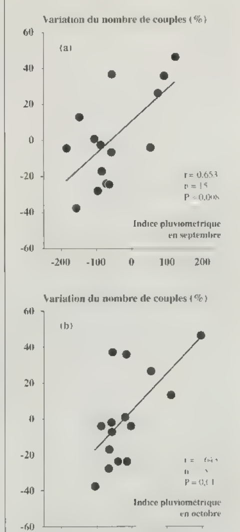


FIG. 3 – Relations entre la variation interannuelle des effectifs reproducteurs de Hérons pourprés et l'indice pluviometrique au Sahel en septembre (a) et en octobre (b).

Relationships between the interannual variation in breeding numbers of Purple Herons and the Sahel monthly rainfall index in September (a) and October (b).

DISCUSSION

Variation des effectifs nicheurs

Les résultats montrent qu'il existe une relation entre les variations interannuelles des effectifs reproducteurs de Hérons pourprés en France méditerranéenne et l'indice des pluies sur la zone

d'hivernage. Ils s'accordent donc avec ceux de DEN HELD (1981), CAVÉ (1983) et FASOLA *et al* (2000) concernant les populations hollandaises et espagnoles. Lorsque les pluies sont abondantes en automne (septembre et octobre) les effectifs reproducteurs augmentent au printemps suivant alors que des déficits pluviométriques automnaux engendrent des diminutions parfois importantes des effectifs. L'indice pluviométrique en septembre explique en effet plus de 42 % des variations observées des effectifs reproducteurs. Ceci suggère donc que la diminution importante et les faibles effectifs de Hérons pourprés observés pendant la période 1986-1994 puissent être en partie dues à des conditions de sécheresse particulièrement sévères en Afrique sahélienne. L'indice pluviométrique lors de cette période était relativement faible (Figure 1b). Bien qu'il ait été suggéré que les conditions climatiques au Sahel puissent influencer les effectifs reproducteurs de Hérons pourprés en France, il s'agit de la première fois que cette relation est démontrée.

Comme l'a montré CAVÉ (1983) il est probable que le facteur proximal engendrant de telles diminutions lors des épisodes de sécheresse soit une baisse de la survie adulte. Le Héron pourpré est une espèce relativement longévive avec une survie adulte voisine de 0,78 (BARBRAUD & HAFNER données non publiées) et, par conséquent, de telles diminutions de la population ne peuvent s'expliquer que par des baisses de survie ou par des phénomènes d'émigration importants. La synchronie des fluctuations des populations étudiées en Hollande et en Italie (FASOLA *et al*, 2000) suggèrent cependant une baisse de la survie lors des épisodes de sécheresse. Les mécanismes qui affectent la survie des Hérons pourprés sur les sites d'hivernage et/ou de migration restent encore inconnus et seules des études détaillées permettront de les préciser. De telles études pourraient par exemple définir dans un premier temps les principales caractéristiques biotiques et hydrologiques des habitats utilisés par le Héron pourpré pendant l'hivernage et estimer les mouvements des individus entre différents sites au cours de l'hivernage (voir VICKERY *et al*, 1999).

La relation entre les effectifs reproducteurs de Hérons pourprés et l'indice pluviométrique a pu être montrée en considérant uniquement les colonies stables pour lesquelles l'influence des facteurs locaux affectant la présence des hérons (niveaux d'eau dans les roselières et coupe des roseaux) était très faible. Ceci suggère d'une part une influence importante de ces facteurs locaux (BARBRAUD & MATHEVET sous presse, BARBRAUD *et al.*, sous presse) qui masquaient cette relation lors des études précédentes (FASOLA *et al*, 2000) et d'autre part la nécessité de prendre en compte ces facteurs lors de telles analyses. L'importance majeure que peuvent avoir les niveaux d'eau et la coupe du roseau sur les effectifs reproducteurs de Hérons pourprés en France méditerranéenne par rapport aux conditions pluviométriques sur la zone d'hivernage semble particulièrement bien illustrée lors de l'année 2000. Bien que l'indice pluviométrique ne soit pas disponible pour cette année, les hauteurs de pluies enregistrées sur la zone d'hivernage ont été particulièrement fortes lors de l'automne 1999 (source : *http://www.fao.org/waicent/faoinfo/economic*). Paradoxalement, les effectifs reproducteurs en 2000 sur les quatre colonies étudiées sont les plus faibles observés depuis le début de cette étude à long terme. Ce paradoxe peut probablement s'expliquer en grande partie par une superficie de roselières coupées jamais égalée auparavant en Languedoc-Roussillon (environ 2000 ha, MATHEVET & SANDOZ 1999) et par une forte proportion de roselières sèches habituellement utilisées par les Hérons pourprés (50 %, BARBRAUD & LEPLEY données non publiées). Dans ce cas là, les facteurs locaux ont probablement pris une importance majeure dans l'explication des variations des effectifs reproducteurs par rapport aux conditions d'hivernage. De plus, le fait que le déclin de la population française de Hérons pourprés soit en grande partie due au déclin de la population du littoral méditerranéen alors que les populations des autres régions françaises sont restées relativement stables ou ont même augmenté (MARION, 1994) semble confirmer l'hypothèse d'une influence majeure des facteurs locaux dans l'aire de répartition méridionale de cette espèce.

Implications pour les actions de conservation du Héron pourpré

La population nicheuse de Hérons pourprés en France méditerranéenne étant influencée à la fois par des facteurs climatiques globaux sur la zone

d'hivernage et par des facteurs locaux, la stratégie de conservation de cette espèce doit donc être déterminée selon l'importance relative de ces facteurs. Par exemple, si la pluviométrie sur la zone d'hivernage détermine 70 % des variations interannuelles des effectifs il sera peu judicieux de concentrer les efforts de conservation sur la gestion des niveaux d'eau et la coupe des roseaux. À l'inverse, une situation telle que celle observée en 2000 suggère que des efforts soient faits afin de préserver certaines roselières de la coupe du roseau et de l'assèchement artificiel

REMERCIEMENTS

Nous remercions tous ceux qui à un moment ou un autre ont participé au recensement des colonies de Hérons pourpres sur les sites étudiés : C. DEERENBERG, N. HECKER, Y. KAYSER, M. LEPLEY, J.-L. LUCCHESI, G. MASSEZ, M. MO[illegible] J. G. WA[illegible] Nous remercions également l'aéro-club [illegible] Montpellier. Cette recherche a été financée par la Station Biologique de la Tour du Valat

BIBLIOGRAPHIE

- BAILLIE (S.R.) & PEACH (W.J.) 1992 – Population limitation in Palearctic-African migrant passerines. *Ibis*, 134 (Suppl.) : 120-132 • BARBRAUD (C.), BARBRAUD (J.-C.) & BARBRAUD (M.) 1999 – Population dynamics of the White Stork *Ciconia ciconia* in western France. *Ibis*, 141 : 469-479 • BARBRAUD (C.) & MATHEVET (R.) Sous presse – Is commercial reed harvesting compatible with breeding Purple Herons *Ardea purpurea* in the Camargue, southern France? *Environmental Conservation*. • BARBRAUD (C.), LEPLEY (M.), MATHEVET (R.) & MAUCHAMP (A.) Sous presse – Reedbed selection and colony size of breeding Purple Herons *Ardea purpurea* in southern France. *Ibis*. • BRYANT (D.M.) & JONES (G.) 1995.– Morphological changes in a population of Sand Martins *Riparia riparia* associated with fluctuation in population size. *Bird Study*, 45 : 57-65
- CAVÉ (A.J.) 1983. Purple Heron survival and drought in tropical West Africa. *Ardea*, 71 : 217-224 • COWLEY (E.) 1979 – Sand Martin population trends in Britain, 1965-1978. *Bird Study*, 26 : 113-116 • CRAMP (S.) 1992. *The Birds of the western Palearctic. Vol. 4*. Oxford University Press, Oxford
- DALLINGA (J.H.) & SCHOENMAKERS (S.) 1989.– Population changes of the White Stork *Ciconia ciconia* since the 1850's in relation to food resources. *In* RHEINWALD (G.), OGDEN (J.) & SCHULZ (H.) *White Storks, Status and Conservation*. Bonn, Dachverband Deutscher Avifaunisten : 231-262 • DEERENBERG (C.) & HAFNER (H.) 1999.– Fluctuation in population size and colony dynamics in the Purple Heron *Ardea purpurea* in Mediterranean France. *Ardea*, 87 : 217-226. • DEN HELD (J.J.) 1981. Population changes in the Purple Heron in relation to drought in wintering area. *Ardea*, 69 : 185-191
- FASOLA (M.), HAFNER (H.), PROSPER (P.), VAN DER KOOY (H.) & SHOGOLEV (I.V.) 2000.– Population changes in European herons: relationships with African climate? *Ostrich*, 71 : 52-55 • FOPPEN (R.), TER BRAAK (C.J.F.), VERBOOM (J.) & REIJNEN (R.) 1999 – Dutch Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* and west-African rainfall : empirical data and simulation modelling show low population resilience in fragmented marshlands. *Ardea*, 87 : 113-127
- GLEASON (J.R.) 1988. Algorithms for balanced bootstrap simulations. *American Statistician*, 42 : 263-266
- HALL (P.) 1992.– *The bootstrap and edgeworth expansion*. Springer Verlag, Berlin • HJORT (C.) & LINDHOLM (C.-G.) 1978 – Annual bird ringing totals and population fluctuations. *Oikos*, 30 : 387-392
- JONES (G.) 1986 – Selection against large size in the Sand Martin *Riparia riparia* during a dramatic population crash. *Ibis*, 129 : 274-280
- KANYAMIBWA (S.), SCHIERER (A.), PRADEL (R.) & LEBRETON (J.-D.) 1990. Changes in adult annual survival rates in a western European population of the White Stork (*Ciconia ciconia*). *Ibis*, 132 : 27-35. • KANYAMIBWA (S.), BAIRLEIN (F.) & SCHIERER (A.) 1993. Comparison of survival rates between populations of White Stork *Ciconia ciconia* in Central Europe. *Ornis Scandinavica*, 24 : 297-302. • KAYSER (Y.), WALMSLEY (J.G.), PINEAU (O.) & HAFNER (H.) 1994.– Évolution récente des effectifs de Hérons cendrés *Ardea cinerea* et de Hérons pourprés *A. purpurea* nicheurs sur le littoral méditerranéen français. *Nos Oiseaux*, 42 : 341-355.
- MARION (L.) 1994 – *Inventaire national des héronnières de France 1994*. M.N.H.N. • MATHEVET (R.)

1999. Commercial value of reed and the impact of agri-environmental policies in the Rhône Delta, southern France. *Proceedings of the 2nd International Wildlife Management Congress 1999*, Gödöllö, Hungary. • MATHEVET (R.) & SANDOZ (A.) 1999. L'exploitation du roseau et les mesures agri-environnementales dans le delta du Rhône. *Revue de l'Economie Meridionale*, 47: 101-122. • MØLLER (A. P.) 1989. Population dynamics of a declining Swallow *Hirundo rustica* population. *Journal of Animal Ecology*, 58: 1051-1063. • MOREAU (R. E.) 1972.– *The Palearctic African Bird Migration Systems*. Academic Press, London. • MOSER (M. E.) 1984. Breeding strategies of the Purple Herons in the Camargue, France. *Ardea*, 74: 91-100.

• PEACH (W. J.), BAILLIE (S. R.) & UNDERHILL (L.) 1991.– Survival of British Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) in relation to West African rainfall. *Ibis*, 133: 300-305.

• SOKAL (R. R.) & ROHLF (F. J.) 1995. *Biometry*. W. H. Freeman & Company, New York. • SZÉP (T.) 1995 – Relationship between west African rainfall and the survival of central European Sand Martins *Riparia riparia*. *Ibis*, 137: 162-168.

• VAN DER KOOY (H.) 1976 – *De trekwegen en overwinteringsgebieden van vogel 400 (Ardea purpurea)*. L.H. Wageningen, Vakgroep Natuurneheer, Rapport n° 359. • VICKERY (J.), ROWCLIFFE (M.), CRESSWELL (W.), JONES (P.) & HOLT (S.) 1999 – Habitat selection by Whitethroats *Sylvia communis* during spring passage in the Sahel zone of northern Nigeria. *Bird Study* 46: 348-355. • VOISIN (C.) 1996 – The Migration routes of Purple Herons (*Ardea purpurea*) ringed in France. *Die Vogelwarte* 38: 155-168.

• WALMSLEY (J. G.) 1994.– Héron pourpré *in* YEATMAN-BERTHELOT (D.) & JARRY (G.): *Nouvel Atlas des Oiseaux Nicheurs de France 1985-1989*. Paris. S.O.F. 102-105. • WINSTANLEY (D.), SPENCER (R.) & WILLIAMSON (K.) 1974. Where have all the Whitethroats gone? *Bird Study*, 2...: 1-14.

Alauda 69 (3), 2001 : 381-385

LE RÔLE POTENTIEL DU LÉIOTHRIX JAUNE *Leiothrix lutea* DANS LA GERMINATION DE PLANTES ENVAHISSANTES À LA RÉUNION (OCÉAN INDIEN)

JACQUES TASSIN & JEAN-NOEL RIVIERE



The potential role of Red-billed Leiothrix *Leiothrix lutea* on germination of invasive alien plants on Réunion Island (Indian Ocean).
The new established Red-billed Leiothrix (*Leiothrix lutea*) on Reunion Island (Indian Ocean) is supposed to favour seed dispersion of alien fleshy-fruited plants. For three main invasive alien plants which produce fruits in winter, we tested the effect on germination of ingesting the fruits. Germination rates were compared with control seed lots after 20 and 50 days. No significant effect was recorded for Strawberry Guava *Psidium cattleianum*. The positive effect of ingestion on germination was very significant ($p < 0.01$) for Kahili Ginger *Hedychium gardnerianum* and significant ($p < 0.05$) for Wild Privet *Ligustrum robustum* after less than three days of cold storage. Germination rate of the control lot was low (1.0%) after 50 days but rose from 11.3 to 16.8% after ingestion, depending on duration of cold storage. For *L. robustum*, the germination rate of the control lot stood at 9.3% after 50 days but rose to 22.0% ($p < 0.001$) after one day of cold storage. The effect of ingestion was found to be globally decreasing with the duration of cold storage, in relation with a dormancy induction. Subject to sufficient mobility (which has not been studied on Reunion Island), Robin Pekin is an efficient candidate for the dispersion of *H. gardnerianum* and *L. robustum* in pristine forest areas. The positive effect of ingestion on germination was higher for fresh fruits, which have been less exposed to low temperatures.

Mots clés : Leiothrix jaune, Sylviidés, Germination, Plantes envahissantes, Île de La Réunion (France).
Key words : Red-billed Leiothrix, *Sylviidae*, Germination, Invasive alien plants, Reunion Island (France).

*Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement, Département Forêt, 7 chemin de l'IRAT, F-97410 Saint-Pierre

INTRODUCTION

Les invasions biologiques constituent aujourd'hui une menace majeure pour le maintien de la biodiversité (VITOUSEK *et al.*, 1997). Les plantes envahissantes, notamment, mettent en péril la conservation des forêts primaires en milieu insulaire (CRONK & FULLER, 1995). Dans l'archipel des Mascareignes (La Réunion, Maurice, Rodrigues), les effets dépressifs des plantes envahissantes sur la conservation des communautés d'espèces indigènes sont vérifiés (MACDONALD *et al.*, 1991 ; FLORENS *et al.*, 1998). Le rôle des oiseaux frugivores dans la dispersion de plantes à fruits charnus (MURRAY 1988, WHEELWRIGHT 1988 ; CLERGEAU 1992), en particulier pour des plantes envahissantes (MONTALDO, 1993 ; COWLING *et al.*, 1997 ; PANETTA & MCKEE, 1997 ; WESTER & WOOD, 1977), est également bien connu. À l'île de La Réunion, le Bulbul orphée (*Pycnonotus jocosus*), espèce exotique introduite depuis les années 1970, est ainsi supposé participer à la dispersion de

certaines espèces végétales exotiques (MANDON-DALGER *et al.*, 1999).

Mais la naturalisation récente du Léiothrix jaune (*Leiothrix lutea*) à La Réunion recouvre également le risque de voir s'étendre un propagateur potentiel de plantes envahissantes à fruits charnus. Ce risque est d'autant plus important que cet oiseau fréquente les habitats forestiers naturels. S'agissant d'une espèce exotique dont le contrôle semble encore possible (LE CORRE, 2000), il était urgent d'évaluer le risque de propagation de plantes envahissantes par le Léiothrix jaune. Pour ce faire, nous avons étudié pour cette espèce l'effet de l'ingestion sur la germination des graines de trois plantes envahissantes parmi les plus préoccupantes : le Longose (*Hedychium gardnerianum* Ker-Gawl.), le Troène (*Ligustrum robustum* Blume ssp. *walkeri*) et le Goyavier de Chine (*Psidium cattleianum* Sabine) (MACDONALD *et al.*, 1991).

MATÉRIEL

Le Longose est une zingibéracée rhyzomateuse native des contreforts de l'Himalaya, qui se propage de manière végétative (CRONK & FULLER, 1995) mais également par ornithochorie (CADET, 1980). À La Réunion, il est très présent en forêts de moyenne altitude où il se présente en tapis très épais (TASSIN & RIVIÈRE, 1999). Le Troène est une oléacée d'origine asiatique, dont les semences sont également dispersées par les oiseaux (CRONK & FULLER, 1995). Il menace essentiellement les reliques de forêt sèche de basse altitude (MACDONALD *et al.*, 1991). Le Goyavier de Chine enfin, est une myrtacée sud-américaine également ornithochore. Contrairement aux deux espèces précédentes, elle tolère mal l'ombre et se développe dans les formations dégradées (CRONK & FULLER, 1995).

Le Léiothrix jaune (ou Rossignol du Japon) est un oiseau originaire du sud de l'Asie, où on le rencontre entre 30 et 35° de latitude Nord. Il mesure environ 14 cm de long et est aisément reconnaissable à son bec rouge brillant, ses yeux cerclés de jaune, son dos d'un vert olive assez terne, son ventre crème, sa gorge jaune-orange vif et sa queue très fourchue. Les deux sexes sont semblables mais le mâle émet un chant liquide et clair qui évoque celui du Merle noir (*Turdus merula*). Le cri de contact ("*tu-tu-tu-tu-tu*") est sonore et caractéristique. Très actif, cet oiseau évolue généralement en petits groupes et fréquente les sous-étages forestiers où il se déplace aisément et de manière rapide grâce à ses courtes ailes. À La Réunion, il se montre farouche et peu aisément observable du fait de sa forte mobilité (LE CORRE, 2000). Il est essentiellement frugivore mais consomme également des invertébrés (insectes et petits mollusques). Il a été également naturalisé au Japon et aux îles Hawaï où il est supposé participer à la dispersion de plantes exotiques (MALE *et al.*, 1998).

MÉTHODES

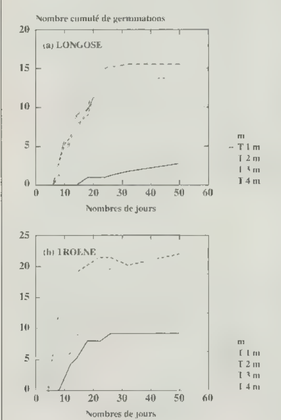
Pour les trois plantes étudiées, des fruits ont été successivement récoltés sur le versant ouest de l'île de La Réunion au courant du mois d'août, c'est-à-dire en saison hivernale. Le site de récolte, situé à environ 1 500 m d'altitude, correspond à un massif forestier où nous avions observé quelques mois plus tôt plusieurs groupes de Léiothrix jaunes. La température minimale moyenne pour ce mois le plus froid de l'année y est d'environ 7,5 °C (données Météo France). Les fruits ont été placés dans une glacière au laboratoire. Pour chaque plante, les expérimentations ont démarré le jour de la récolte. Des fruits ont alors été donnés en milieu de matinée à quatre couples de Léiothrix jaunes élevés en cages séparées. Les quantités fournies étaient suffisantes pour recueillir au moins 25 graines au sein des déjections obtenues dans chaque cage. Les fruits restants ont été entreposés en chambre froide (4 °C, 30 % d'humidité) au sein de récipients hermétiques. Le lendemain, le surlendemain et le jour suivant, des fruits ont été retirés de la chambre froide et placés de la même manière dans les cages. Le soir de chaque mise à disposition des fruits, les matières fécales ont été prélevées et lavées de manière à recueillir les graines. Celles-ci ont été disposées par lots de 25 dans des boîtes de Petri contenant du sable fin stérilisé maintenu humidifié. Les boîtes ont été placées dans une chambre d'incubation maintenue à 24 °C, et éclairée 12 heures par jour.

Quatre traitements notés T_1 à T_4 ont ainsi été réalisés pour chacune des trois plantes, avec quatre répétitions (quatre cages) pour chaque traitement. T_1

(t = 1 à 4) correspond à une ingestion par les oiseaux après un séjour de t-1 jours en chambre froide. Le témoin a consisté à extraire les graines des fruits récoltés la veille, puis à les placer également en chambre d'incubation. Les boîtes de Pétri ont été examinées chaque jour et les graines nouvellement germées ont été chaque fois retirées et comptabilisées. Les effectifs cumulés de graines germées au sein des jeux de boîtes de Pétri ont été comparés au témoin en recourant à une analyse de variance à un facteur réalisée selon la méthode de Bonferroni.

RÉSULTATS

Profils de germination.– Les faisceaux de courbes de germination pour l'ensemble des traitements présentent des allures différentes d'une plante à l'autre (FIG. 1). La germination est rapide pour le Longose et le Troène et, à l'exception du témoin du Longose, plafonne après une vingtaine de jours. Pour le Longose et le Troène, les graines non ingérées par le Léiothrix jaune ont un taux de germination moins élevé que les graines ingérées (traitements T_1 à T_4) quelle que soit la date. Pour le Goyavier, le traitement T_3 fournit les germinations les moins nombreuses tandis que le traitement T se montre le plus efficient à partir de 25 jours. Les premières germinations de Longose ont lieu 18 jours après le semis pour le témoin, alors qu'elles apparaissent au bout de 8 jours seulement après traitement. Les mêmes délais sont respectivement de 12 et 6 jours pour le Troène et de 15 jours dans les deux cas pour le Goyavier. Pour le Goyavier, seuls le témoin et le traitement T ont atteint un plafond de germination.



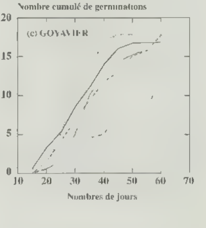


FIG. 1 - Evolution du nombre cumulé moyen de germinations de graines de Longose (L), Troène (T) et Goyavier (G) avec le temps. Tm : témoin. Ti : graines ingérées par le Léiothrix jaune après conservation des fruits pendant i-1 jours en chambre froide à 4 °C.

Cumulated number of germinated seeds of Kahili Ginger (L), Wild Privet (T) and Strawberry Guava (G) during the duration of the experiment for Controls (Tm) and seeds ingested by Red billed Leiothrix after i days in cold storage at 4°C (Ti).

TABLEAU I - Nombre moyen de graines germées après 30 et 50 jours. T_i : graines ingérées par le Léiothrix jaune après conservation des fruits pendant i-1 jours en chambre froide à 4 °C. (* : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$).
Average number germinated seeds after 30 and 50 days. T_i: seeds ingested by Red-billed Leiothrix after [illegible] days in cold storage at 4°C (: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$)*

	TRAITEMENT	LONGOSE	TROÈNE	GOYAVIER
20 jours	Témoin	1,0 ± 1,4	8,0 ± 1,6	3,3 ± 3,3
	T1	12,8*** ± 1,9	18,5*** ± 4,2	1,0 ± 1,2
	T2	11,5*** ± 1,3	21,5*** ± 1,3	1,5 ± 1,9
	T3	13,0*** ± 3,4	13,8** ± 3,3	0,5 ± 0,6
	T4	11,3*** ± 3,5	10,0 ± 1,2	0,5 ± 0,6
50 jours	Témoin	2,8 ± 1,3	9,3 ± 1,0	16,8 ± 4,7
	T1	16,8*** ± 1,9	19,8*** ± 3,1	17,8 ± 5,5
	T2	13,8** ± 3,3	22,0*** ± 1,8	15,0 ± 6,4
	T3	15,5*** ± 4,5	13,8 ± 3,3	8,0 ± 4,0
	T4	11,3* ± 3,5	11,5 ± 1,0	15,3 ± 1,7

Comparaison des germinations à 20 et 50 jours.– À 20 jours, le nombre de germinations du témoin reste pour le Longose inférieur aux effectifs correspondant aux traitements, ceci de manière très significative (TAB. I). Pour le Troène et pour ce même délai, seul le traitement T_4 ne se montre pas significativement supérieur au témoin. Pour le Goyavier enfin, aucune différence significative n'est observée entre le témoin et les traitements. À 50 jours et pour le Longose, une différence est observée de manière très significative entre le témoin et les traitements T_1, T_2 et T_3, et de manière significative entre le témoin et T_4. Pour le Troène et pour ce même délai, une différence très significative est constatée entre le témoin et T_1 ou T_2. À nouveau, les traitements T_1 à T_4 restent sans effet significatif sur la germination du Goyavier.

DISCUSSION

En les ingérant, le Léiothrix jaune accélère et augmente la germination des graines de Longose. C'est donc, dans les limites de ses déplacements, un agent potentiel efficace pour la dispersion de cette plante envahissante. Au bout de 20 jours après le semis, le taux de germination est accru de manière très significative par l'ingestion des graines. L'effet devient particulièrement marquant à 50 jours si l'on compare le témoin aux traitements T_1 à T_3. On observe que le taux de germination décroît globalement de T_1 à T_4. Ceci est à mettre en relation avec l'acquisition d'une dormance des graines acquise avec le froid, dormance qui s'acquiert de manière rapide. À ce titre, le Léiothrix jaune facilite d'autant plus la germination que les fruits sont moins exposés au froid, c'est-à-dire qu'ils sont consommés peu longtemps après leur maturation.

Dans le cas du Troène, le traitement T_4 n'accroît pas le taux de germination à 20 comme à 50 jours après le semis. On observe également une tendance à la diminution du taux de germination de T_1 à T_4 et nous pouvons donc émettre les mêmes conclusions proposées pour le Longose.

Enfin, aucune différence significative n'est relevée entre le témoin et chacun des traitements pour la germination des graines de Goyavier. Le Léiothrix jaune ne favorise donc pas la germination du Goyavier.

De ces expérimentations, il ressort que le Léiothrix jaune constitue une espèce potentiellement nuisible pour la conservation des formations végétales primaires de La Réunion. Dans les limites de sa mobilité qui n'a pas été étudiée ici, il se montre en effet apte à assurer la dispersion des semences de trois plantes envahissantes d'impact environnemental élevé : le Longose et le Troène, et probablement aussi le Goyavier dans la mesure où il en consomme les fruits. Il est donc souhaitable de mettre rapidement en œuvre des mesures susceptibles de contrôler son extension, voire même d'éliminer l'espèce

REMERCIEMENTS

L'étude a été réalisée dans le cadre d'un programme cofinancé par le CIRAD et la Région-Réunion. L'auteur remercie P. ISENMANN pour l'ensemble des suggestions apportées au manuscrit initial.

BIBLIOGRAPHIE

- CADET (T.) 1980. *La végétation de l'île de la Réunion : étude phytoecologique et phytosociologique*. Thèse Doct. Univ. Aix-Marseille. • COWLING (R. M.), KIRKWOOD (D.), MIDGLEY (J. J.) & PIERCE (S. M.) 1997 – Invasion and persistence of bird-dispersed, subtropical thicket and forest species in fire-prone coastal fynbos. *J. Veg. Sc.*, 8 : 475-488. • CLERGEAU (P.) 1992. The effect of birds on seed germination of fleshy fruited plants in temperate farmland. *Acta Œcol.*, 13 : 679-686. • CRONK (Q. C. B.) & FULLER (J. L.) 1995. *Plant invaders: the threat to natural ecosystems*. Chapman & Hall, Londres, 241 p.
- FLORENS (F. B. V.), BABY (D.) & JONES (R.) 1998.– The impact of controlling alien plants and animals on the snail fauna of forests on Mauritius. *J. Conch. Special Publication*, 2 : 87-88.
- LE CORRE (M.) 2000 – Le Rossignol du Japon *Leiothrix lutea* (Sylviidés, Timaliinés), nouvelle espèce introduite à La Réunion (Océan Indien). *Alauda*, 68 : 68-71.
- MACDONALD (I. A. W.), THÉBAUD (C.), STRAHM (W.) & STRASBERG (D.) 1991 – Effects of alien plant invasions on native vegetation remnants on La Réunion (Mascarene Islands, Indian Ocean). *Environ. Cons.*, 18 : 51-61. • MALE (T. D.), FANCY (S. G.) & RALPH (C. J.) 1998 – Red-billed *Leiothrix*. *Birds N. Am.*, 359 : 1-12. • MANDON-DALGER (I.), LE CORRE (M.), CLERGEAU (P.), PROBST (J. M.) & BESNARD (N.) 1999. Modalités de la colonisation de l'île de la Réunion par le Bulbul orphée (*Pycnonotus jocosus*). *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 54 : 283-295. • MONTALDO (N. H.) 1993 – Dispersion por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (*Oleaceae*) en un relicto de selva subtropical en la Argentina. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 66 : 75-85. • MURRAY (K.G.) 1988. Avian seed dispersal of three neotropical gap-dependant plants. *Ecol. Monogr.*, 58 : 271-298.
- PANETTA (F. D.) & MCKEE (J.) 1997 – Recruitment of the invasive ornamental, *Schinus terebenthifolius*, is dependant upon frugivores. *Aust. J. Ecol.*, 22 : 432-438.
- RALPH (C. J.), FANCY (S. G.) & MALE (T. D.) 1998 – Demography of an introduced Red-billed *Leiothrix* population in Hawaï. *Condor*, 100 : 468-473.
- TASSIN (J.) & RIVIÈRE (J. N.) 1999 – Plantes invasives à La Réunion. *Cour. Nat.*, 177 : 28-33.
- VITOUSEK (P. M.), D'ANTONIO (C. M.), LOOPE (L. L.), REJMANEK (M.) & WESTBROOKS (R.) 1997. Introduced species : a significant component of human-caused global change. *New Zeal. J. Ecol.*, 21 : 1-16.
- WESTER (L. L.) & WOOD (H. B.) 1977 – Koster's Curse (*Clidemia hirta*), a weed pest in Hawaiian forests. *Env. Cons.*, 4 : 35-41. • WHEELWRIGHT (N. T.) 1988. Fruit-eating birds and bird dispersed plants in the tropics and temperate zone. *Trends Ecol. Evol.*, 3 : 270-274.

3467 : TECHNIQUE DE CAPTURE DE TOURTERELLES TURQUES ADULTES *Streptopelia decaocto*

De nombreux programmes d'étude visant à estimer des paramètres démographiques tels que la survie reposent en premier lieu sur le marquage des poussins pour lesquels l'effort de capture est peu contraignant. Bien que certains modèles ont récemment été développés sur l'unique base d'oiseaux bagués au stade poussin (FREEMAN & MORGAN, 1992, CATCHPOLE *et al.*, 1999), la nécessité de considérer ici le taux de reprise indépendant de l'âge (SEBER, 1972) peut sérieusement biaiser l'estimation des paramètres démographiques. De nombreux travaux insistent alors sur la nécessité de marquer en parallèle un échantillon d'oiseaux adultes (ANDERSON *et al.*, 1985, BROWNIE *et al.*, 1985). La difficulté de capturer des oiseaux adultes constitue le plus souvent un facteur limitant le développement de programme d'étude ou l'analyse de données.

Dans le cadre d'un programme, mené par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, visant à estimer la survie des Colombidés, des opérations de baguage sont réalisées sur la Tourterelle turque depuis 1999. La découverte de nids et le baguage des poussins ne présentant aucune difficulté particulière, nous aborderons ici une technique appliquée à la capture des adultes ou sub-adultes.

Notre optique de départ était de capturer les oiseaux venant s'alimenter dans les silos à céréales des coopératives agricoles des environs de Beauvoir-sur-Niort (Deux-Sèvres) et de Villeneuve-la-Comtesse (Charente-Maritime). Renseignements pris auprès des dirigeants des coopératives, ceux-ci nous confirmaient l'utilisation des silos comme sites de gagnage, mais nous informaient également de leur utilisation comme dortoirs en hiver. Le silo de Beauvoir-sur-Niort est donc inspecté le 31 janvier 2001 à 8 h 00. Équipés de lampes frontales, nous dénombrons une douzaine d'oiseaux perchés sur la charpente métallique du bâtiment. Accédant à la charpente par l'intermédiaire d'échelles et de passerelles, notre présence ne semble pas effrayer les oiseaux et les distances de fuite sont généralement inférieures à deux mètres. Deux oiseaux sont ainsi capturés à la main. Suite à cette expérience, une opération de capture est programmée le 13 février 2001 à 7 h 00 du matin. Le matériel se composait d'un phare d'une puissance de 100 Watts (*Night Force SL 240 Butts*) relié à une batterie portative de 12 volts et d'une épuisette de pêche pliable à maille de 10 mm. En une vingtaine de minutes, 8 Tourterelles turques sont capturées. Le lendemain, l'opération est rééditée. 5 oiseaux sont capturés, dont 3 contrôles d'oiseaux bagués la veille. Le 28 février une nouvelle opération de capture est réalisée au silo de Villeneuve-la-Comtesse à 6 h 30. L'utilisation du phare est abandonnée au profit de lampes frontales qui permettent une plus grande mobilité. En une vingtaine de minutes, 15 oiseaux sont ainsi capturés. L'opération est renouvelée le 7 mars à 6 h 15. Deux types d'épuisettes sont testés. La première avec une maille de filet de 10 x 10 et la seconde avec une maille de 20 x 20 mm.

Cette dernière se montrera moins adaptée à un démaillage rapide des oiseaux capturés. En l'espace de 25 minutes, 29 tourterelles sont capturées dont deux contrôles d'oiseaux bagués la session précédente. Lors de la capture, les oiseaux sont stockés dans des caisses en carton de dimension 22 cm x 30 cm, ce qui assure une plus grande rapidité d'exécution comparée à l'utilisation de sacs en tissu. Les caisses sont pourvues de larges trous facilitant l'aération et le nombre d'oiseaux se limitait à 4 par caisse. Le 12 mars, lors d'une nouvelle opération, 18 oiseaux sont capturés, sur lesquels nous procédons à 7 contrôles.

Ces opérations de capture ne sont pas sans risque de perturbation pour les dortoirs. Cependant, les nombreux contrôles effectués lors des trois opérations de capture au silo de Villeneuve-la-Comtesse (11 sur 61 oiseaux capturés) tendent à nuancer (sans l'écarter) cet aspect. Dans ce domaine, la durée des opérations de capture et leur répétition pourraient jouer un rôle pertinent. Nous préconisons donc des sessions courtes, n'excédant pas 20-25 minutes, répétées 3 fois au maximum sur chaque site et étalées sur l'ensemble de la période d'hivernage.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les dirigeants des coopératives agricoles de Beauvoir-sur-Niort et de Villeneuve-la-Comtesse pour nous avoir permis d'accéder librement aux silos de stockage céréaliers.

BIBLIOGRAPHIE

- ANDERSON (D.R.), BURNHAM (K.P.) 1987 – Estimation of avian survival rates from ringing data. Comments on methodology. *Acta Ornithologica*, 23 : 13-26.
- BROWNIE (C.), ANDERSON (D.R.), BURNHAM (K.P.), ROBSON (D.S.) 1985 – *Statistical inference from band recovery data: a handbook.* Fish and Wildlife Service Resource Publication No. 156 Washington, D.C. 1985. 305 p.
- CATCHPOLE (E.A.), MORGAN (B.J.T.), FREEMAN (S.N.), PEACH (W.J.) 1999 – Modelling the survival of British Lapwings *Vanellus vanellus* using ring-recovery data and weather covariates. *Bird Study*, 46 : 5-13.
- FREEMAN (S.N.) & MORGAN (B.J.T.) 1992 – A Modelling Strategy for Recovery Data from birds Ringed as Nestlings. *Biometrics*, 48 : 217-235.
- SEBER (G.A.F.) 1972 – Estimating survival rates from bird band returns. *J. Wild. Manage.*, 36 : 405-413.

Franck LATRAUBE & Cyril ERAUD
Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage
Direction des Etudes et de la Recherche,
Station de Chizé, F-79360 Villiers-en-Bois

Alauda 69 (3), 2001 : 35-?5

UNE MÉTHODE SIMPLE DE MESURE DE LA VITESSE D'UN OISEAU EN VOL

MICHEL MOUZE*



An easy method for measuring the speed off flying birds

A new method for measuring the speed of flying birds is proposed. Based on video recordings, it only requires common video material. It is very easy to implement and allow the measurement of groundspeed of flying birds, and also airspeed in some specific cases. This method was tested successfully to measure ground and air speeds of vultures in flight

Mots clés : Vitesse de vol, Méthode de mesure

Key words: Flight speed, Measurement method

*Laboratoire de Biologie Animale, Université des Sciences et Technologies de Lille I, Cité Scientifique, F 59655 Villeneuve d'Ascq (michel.mouze@univ-lille1.fr)

INTRODUCTION

La caractéristique la plus remarquable des oiseaux est sans doute leur aptitude au vol, bien qu'il soit souvent bien difficile d'analyser toutes les subtilités d'un mode de déplacement aussi complexe.

L'un des paramètres important de ce type de locomotion est la vitesse ou plus exactement "les" vitesses de l'oiseau puisqu'il faut distinguer sa vitesse par rapport à l'air de sa vitesse par rapport au sol.

C'est la vitesse du vent relatif au niveau des ailes - la "vitesse // air" - qui conditionne la création d'une portance et permet le vol. Pour l'oiseau il s'agit donc d'un paramètre essentiel à connaître et à maîtriser, tant pour des questions de contrôle des évolutions aériennes que de sécurité ou de gestion de la dépense d'énergie. L'oiseau connaît d'ailleurs parfaitement sa vitesse // air grâce aux nombreux récepteurs sensoriels associés aux plumes qui le renseignent très précisement et en permanence sur la force et la direction du vent relatif en de nombreux points de ses ailes et de son corps (GEWECKE *et al.*, 1978 ; NECKER, 1985 ; BILO *et al.*, 1985). Résultante des particularités morphologiques et comportementales, la vitesse // air est une caractéristique des différentes phases du vol pour chaque espece.

Mais la "vitesse // sol" est tout aussi importante à connaître pour l'oiseau, surtout pendant les phases du vol se déroulant à proximité du relief : lorsqu'il décolle ou s'apprête à atterrir, lorsqu'il passe à proximité immédiate d'un obstacle ou se faufile parmi les branches d'un sous-bois, ou encore, pour un Fou de Bassan par exemple, au moment de percuter la surface de l'eau. L'appréciation de cette vitesse // sol se fait cette fois à vue.

En fait il est probable que l'oiseau en vol compare en permanence sa vitesse // air "mesurée" et sa vitesse // sol "estimée", cette confrontation lui permettant, en réglant correctement l'extension et l'angle d'incidence (ou d'attaque) de ses ailes ainsi que le moment de déploiement de ses alulas,

d'arriver à vitesse tres réduite, mais sans décrocher, au point d'atterrissage visé. Cette comparaison lui permet aussi d'estimer la dérive éventuelle de sa trajectoire et de la corriger

L'oiseau se déplace dans une atmosphère le plus souvent animée de mouvements divers. Selon qu'il volera contre ou avec le vent, sa vitesse // air sera égale à sa vitesse // sol diminuée ou augmentée du vecteur "vitesse du vent" projeté sur sa trajectoire, ces deux vitesses n'étant identiques que dans le cas très rare où l'atmosphère est absolument immobile

La vitesse d'évolution d'un oiseau est donc un paramètre important à connaître si l'on veut tenter de comprendre sa technique de vol.

Différentes méthodes ont été utilisées par différents auteurs pour mesurer la vitesse d'un oiseau en vol dans la nature : certaines sont très sommaires et ne donnent que des résultats assez approximatifs, alors que d'autres faisant appel au suivi en avion, au repérage par radar (PENNYCUICK *et al.*, 1980), au fusil à radar Doppler (BLAKE *et al.*, 1990) ou à "l'ornithodolite" (PENNYCUICK, 1982) - nécessitent un matériel sophistiqué et une mise en œuvre délicate

Nous avions besoin d'une méthode simple mais donnant des résultats précis, pour analyser et préciser certaines phases du vol des vautours. C'est pourquoi nous avons mis au point la technique présentée ici il s'agit d'une méthode très simple d'exécution, qui ne nécessite que du matériel d'usage courant et facilement disponible - caméscope et récepteur de télévision et dont les résultats ne sont pas des estimations plus ou moins approchées mais des valeurs réellement mesurées Cette méthode a été utilisée avec profit pour étudier la technique de vol des Vautours fauves (MOUZE, sous presse et MOUZE, en préparation)

PRINCIPE DE LA MÉTHODE

1) Supposons, dans un premier temps, que l'on étudie sur un écran video une séquence de vol d'oiseau enregistrée au moyen d'une caméra vidéo immobile (FIG 1) L'oiseau est de grande taille, il vole horizontalement et il est vu de profil Arrêtons le défilement de la bande pour avoir son image en pause (image n° 1), et à l'aide d'un marqueur fin, repérons d'un point sur l'écran la position n° 1 de l'extrémité de son bec Passons maintenant à l'image suivante (image n° 2) et répétons l'opération de pointage sur l'écran de la position n° 2 de l'extrémité du bec. La distance mesurée directement sur l'écran entre les positions 1 et 2 successives du bec est de ***d*** mm. Il est possible de calculer le déplacement réel de l'oiseau entre ces deux images car on dispose d'une échelle : c'est la taille

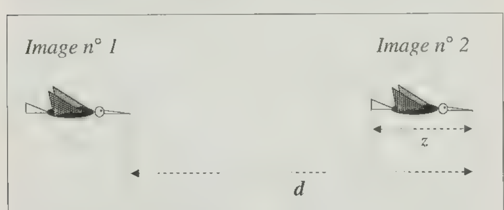


FIG. 1 – Principe de la méthode de mesure d – distance parcourue entre les deux images ; z = échelle de référence : distance "pointe du bec –> extrémité de la queue").

Principle of the measurement method d = distance covered between two images, z – referring scale distance between beak's tip and tail s end.

de l'oiseau ou plus exactement la distance entre la pointe de son bec et l'extrémité de sa queue. On mesure cette distance sur l'écran vidéo (soit z mm), et connaissant la distance bec-queue réelle d'un oiseau en position de vol (soit **Z** m) que l'on aura mesuré préalablement, le rapport entre ces deux mesures donne le coefficient permettant de calculer le déplacement réel ***D*** effectué par l'oiseau entre les deux images successives.

$$D_{(m)} = [d_{(mm)} \times Z_{(m)}] / z_{(mm)} \quad (1)$$

Sachant que la fréquence des images vidéo est de 25 images par seconde - tant à l'enregistrement qu'à la lecture de la bande - la distance mesurée entre deux images a été parcourue en 1/25e de seconde, d'où la possibilité de calculer la vitesse réelle (en mètre par seconde) de l'oiseau.

$$V_{(m/s)} = D_{(m)} \times 25 \quad (2)$$

EXEMPLE. Mesure de vitesse d'un Vautour fauve (*Gyps fulvus*) en vol plané

- distance, mesurée sur l'écran, entre les positions de la pointe du bec de l'oiseau sur deux images consécutives : d = 28 mm.
- distance, mesurée sur l'écran, entre la pointe du bec et l'extrémité de la queue du vautour : z = 43 mm
- distance réelle (moyenne des mesures effectuées sur plusieurs Vautours fauves vivants en position de vol) entre la pointe du bec et l'extrémité de sa queue : Z = 0,92 m

d'où la vitesse de l'oiseau
V = [(28 x 0,92) / 43] x 25 = 15 m/s (soit 54 km/h)

2) Dans ce premier cas, le plus simple, la trajectoire de l'oiseau était perpendiculaire à l'axe de la caméra et au même niveau horizontal que celle-ci. Mais cette méthode de mesure est tout autant valable si l'oiseau progresse sur une trajectoire

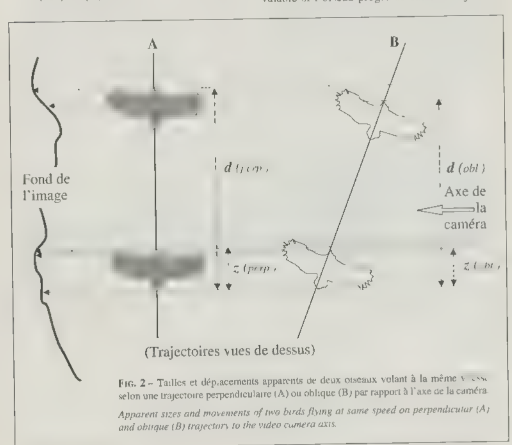


FIG. 2 – Tailles et déplacements apparents de deux oiseaux volant à la même vitesse selon une trajectoire perpendiculaire (A) ou oblique (B) par rapport à l'axe de la caméra.

Apparent sizes and movements of two birds flying at same speed on perpendicular (A) and oblique (B) trajectory to the video camera axis.

oblique faisant un angle différent par rapport à l'axe de la camera (FIG 2), son deplacement apparent sur le moniteur est alors plus lent, mais comme l'échelle de référence mesurée sur l'écran (z = distance "pointe du bec => extrémité de la queue") varie exactement dans les mêmes proportions, puisque parallèle à la trajectoire, le calcul reste parfaitement applicable.

d (obl) / z (obl) = d (perp) / z (perp)

Il est donc possible de calculer la vitesse de l'oiseau quel que soit l'angle que fait sa trajectoire avec l'observateur, tant que l'échelle de référence reste mesurable avec suffisamment de précision sur l'écran vidéo

VALIDITÉ DE LA MÉTHODE

Afin de vérifier concrètement la validité du principe de cette méthode, nous l'avons préalablement testé par la mesure des vitesses d'un mobile (bicyclette) circulant à différentes allures le long d'une trajectoire rectiligne tracée sur le sol. La caméra était posee sur un pied à 25 metres de cette ligne sur laquelle avaient été portés des repères aux endroits exacts où la trajectoire du mobile faisait respectivement des angles de 90°, 60°, 45° et 30° par rapport à l'axe de la caméra

Les vitesses de ce mobile ont été obtenues simultanément de trois façons différentes :

- par un chronométrage manuel sur une courte distance (4 metres) de part et d'autre de chacun des repères correspondant aux différents angles,
- par un compteur de vitesse fixé sur la bicyclette,
- par la méthode video proposée

Les nombreux essais effectués ont permis d'obtenir des valeurs très proches les unes des autres, les différences étant aléatoires et ne dépassant pas 3 % entre les résultats des trois methodes de calcul. Compte tenu de l'imprécision des différentes prises de mesures, la méthode proposée peut donc être considérée comme valide

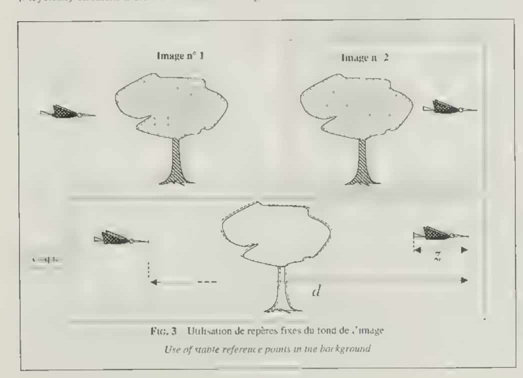


FIG. 3 Utilisation de repères fixes du fond de l'image

Use of stable reference points in the background

APPLICATION DE LA MÉTHODE

Suivi des déplacements de l'oiseau

Dans la présentation de la méthode nous avons considéré le cas particulier où la caméra était fixée et immobile sur son pied. Cependant, l'oiseau va vite sortir du champ, et l'observateur préférera suivre ses déplacements à travers son viseur ("caméra à l'épaule") afin d'enregistrer le vol pendant une durée - sur une distance - relativement longue. Pour tenir compte du pivotement de la caméra sur elle-même, on adaptera légèrement la méthode en procédant de la manière suivante (FIG. 3)

• Image vidéo 1 : sur un calque fixé sur l'écran du moniteur on reporte très précisément d'une part la position n° 1 de la pointe du bec de l oiseau, d'autre part différents repères immobiles visibles sur le fond de l'image - par exemple une fissure dans la falaise, un rocher caractéristique, un arbre etc - qui pourront facilement être retrouvés sur l'image suivante.

• puis on passe à l'image n° 2 : on compense alors le décalage, dû mouvement de la caméra, en déplaçant le calque sur l'écran de façon à superposer exactement les repères du fond précédemment dessinés, avec ces mêmes repères sur la nouvelle image. On reporte alors sur le calque la position de la pointe du bec sur l'image n° 2. La distance parcourue par l'oiseau entre les deux positions 1 et 2 du bec peut alors être mesurée directement sur le calque, et le calcul de la vitesse s'effectue comme dans le cas d'une caméra fixe

En procédant de cette façon on peut aussi multiplier les images intermédiaires en déplaçant le calque chaque fois, et en reportant si nécessaire de nouveaux repères du fond qui apparaissent sur les nouvelles images. Par exemple on mesurera les déplacements de l'oiseau sur 6 images successives, donc sur 1/5e de seconde (5 intervalles de 1/25e de seconde chacun). Sur un intervalle de temps aussi court la vitesse de l'oiseau pourra encore être considérée comme sa vitesse instantanée, mais la précision de la mesure sera augmentée. Cette façon de procéder donne des résultats très précis et permet de calculer les variations de vitesse instantanée d'un oiseau tout au long de sa trajectoire

Pour certaines trajectoires particulières très obliques, le repère utilisé pourra parfois être l'horizon (FIG. 4)

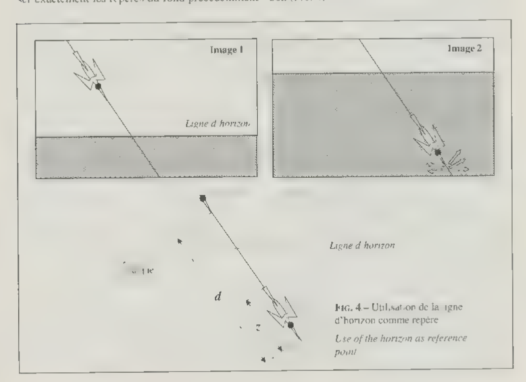


FIG. 4 – Utilisation de la ligne d'horizon comme repère

Use of the horizon as reference point

Cas particulier d'un fond d'image sans repère :

Jusqu'à présent la méthode décrite nécessitait l'existence de repères fixes suffisamment nets sur chaque image. Mais l'oiseau se déplace parfois (souvent) devant un fond uniforme, donc sans repère utilisable : plein ciel, horizon marin, etc. Il sera néanmoins possible d'appliquer la méthode proposée en procédant de la façon suivante :

Les évolutions de l'oiseau sont suivies dans le viseur de la caméra, celle-ci étant articulée sur un pied posé sur le sol (la position "caméra à l'épaule" ne peut alors être utilisée). Au moment précis correspondant à la phase du vol pour laquelle on désire connaître la vitesse de l'oiseau, l'opérateur immobilise brusquement la caméra sur son pied par un blocage de la poignée : l'image est alors enregistrée par une caméra devenue fixe, et la mesure du déplacement de l'oiseau se fait directement sur l'écran du moniteur, sans avoir besoin de repères, comme il a été décrit plus haut dans la présentation de la méthode (§ "Principe de la méthode").

Dans un but pratique, pour pouvoir retrouver l'oiseau sur plusieurs images, on essayera de le "cadrer" sur un bord du viseur avant l'immobilisation de la caméra. De plus il sera nécessaire que l'opérateur émette un "top" sonore au moment précis du blocage : ce signal, enregistré par le micro simultanément aux images, permettra d'être certain que la caméra était alors immobile.

DISCUSSION

Que mesure-t-on ainsi ?

La caméra étant immobile (ou pivotant) sur le sol, la vitesse mesurée par cette méthode est donc la vitesse // *sol* de l'oiseau.

Ce sera aussi une valeur très approchée de la vitesse // air réelle si l'atmosphère est parfaitement calme ou si la vitesse du vent est très faible par rapport à celle de l'oiseau. Par exemple, pour un Fou de Bassan ou un Faucon pèlerin en piqué, la composante verticale des mouvements de l'atmosphère est négligeable par rapport à sa vitesse // air, et la vitesse // sol mesurée peut être considérée comme identique à la vitesse // air.

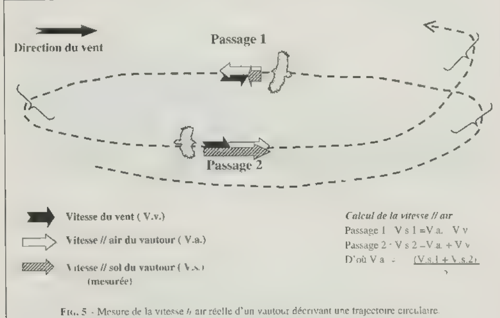


Fig. 5 - Mesure de la vitesse // air réelle d'un vautour décrivant une trajectoire circulaire.
Measurement of true airspeed of a vulture flying on a circular trajectory. V.v. wind speed, V.a. air speed of the vulture; V.s. ground speed of the vulture.

Enfin cette méthode permettra d'étudier, sur une même séquence, les *variations relatives* - accélérations et ralentissements - de la vitesse // air d'un même oiseau, et de comprendre l'effet des différents réglages de ses surfaces portantes (ailes et queue) sur ses changements d'allure

Mesure de la vitesse // air réelle

Dans certains cas particuliers il sera cependant possible de calculer la vitesse // air exacte de l'oiseau, même si l'atmosphère n'est pas calme : ainsi, lorsqu'un oiseau décrit des cercles en vol, la comparaison des vitesses // sol lors des deux passages en sens inverse sur un même cercle permet d'éliminer la composante "vent" pour connaître la véritable vitesse // air de l'oiseau.

Nous avons ainsi pu mesurer la vitesse de vol d'un Vautour fauve tournant dans une ascendance (FIG. 5). Pour déterminer précisément sa vitesse de vol, nous avons choisi les deux endroits de la trajectoire circulaire où l'oiseau se présente de profil Pour un même tour on obtient donc deux mesures : l'une correspond au passage "dans le fond" de l'image (Passage 1), l'autre au passage "devant" l'observateur (Passage 2). Comme il a été expliqué plus haut, chacune de ces mesures correspond à la vitesse // sol de l'oiseau, c'est-à-dire à la somme algébrique de sa vitesse // air et de la vitesse du vent (FIG. 5) Autrement dit la moyenne des deux vitesses mesurées sur un tour annule la vitesse du vent et permet de connaître la vitesse // air réelle de vol de l'oiseau (elle permet aussi, incidemment, de calculer la vitesse de la composante du vent perpendiculaire à l'axe de l'observateur)

EXEMPLE Mesure de la vitesse // air d un Vautour fauve décrivant des cercles en vol plané dans une ascendance

- vitesse // sol mesurée au passage 1 : 14,3 m/s
- vitesse // sol mesurée au passage 2 : 16,1 m/s
- d'où la vitesse // air de l'oiseau 15,2 m/s (soit 54,7 km/h)

(la composante du vent perpendiculaire à l'axe de l'observateur étant à ce moment égale à 0,9 m/s)

Conseils pratiques pour l'application de la méthode

– Les mesures seront d'autant plus précises que l'image de l'oiseau sera plus grande sur l'écran du moniteur, c'est à dire :

- que celui-ci sera proche de l'observateur,
- que le grossissement de l'objectif sera important,
- que l'écran du moniteur utilisé pour les mesures sera large,
- et... que l'oiseau appartient à une espèce de grande taille

La mise en pratique de cette méthode nécessite la connaissance précise d'une échelle mesurée sur l'oiseau Dans la présentation, c'est la distance "pointe du bec => extrémité de la queue" qui a été utilisée, mais ce pourrait être aussi bien la distance "pointe du bec => extrémité des pattes" pour un oiseau volant pattes tendues. De même une partie seulement de l'axe tête => queue pourrait théoriquement suffire, à condition que cette distance puisse être repérée et mesurée très précisément sur les images. La solution idéale serait évidemment de pouvoir mesurer la distance, qui servira d'échelle, sur l'individu qui sera filmé par la suite Mais comme cela sera rarement possible, il sera nécessaire d'effectuer préalablement cette mesure sur un certain nombre d'exemplaires représentatifs maintenus en position de vol, afin d'en tirer une valeur moyenne représentative. Remarquons que l'imprécision possible de la mesure des vitesses absolues, imprécision imputable aux différences individuelles de taille au sein d'une même espèce, disparaît complètement lorsque l'on étudie les variations relatives de la vitesse – accélérations, freinage etc , chez le même oiseau, par exemple à la suite de corrections d'envergure, d'un abaissement des pattes...

– Une netteté maximale des limites de l'oiseau d'une part, des repères du fond d'image d'autre part, impose une vitesse d'obturation élevée de la prise de vue, ce qui est rendu possible par l'extrême sensibilité des caméscopes ou caméras vidéo actuelles. La vitesse d'obturation de 1/1000e de seconde, que nous avons souvent utilisée, semble un bon compromis. On évitera cependant l'utilisation du téléobjectif dans sa fonction "zoom numérique" qui ne permet pas d'augmenter la précision des mesures.

– Les erreurs "techniques" imputables aux tracés de repères à partir de l'écran seront minimisées en réduisant le nombre de reports successifs sur le

calque du (ou des) repère(s) du fond à partir d'images consécutives. Les meilleures conditions sont évidemment réalisées dans le cas où la caméra est strictement immobile en position fixe : les mesures peuvent alors être effectuées directement sur l'écran en y reportant directement les repères au moyen de marqueurs fins, sans passer par l'intermédiaire du calque scotché à l'écran. Mais la précision sera d'autant plus grande que l'oiseau apparaîtra sur un grand nombre d'images

Conditions d'utilisation de la méthode présentée

Il n'est possible de mesurer par cette méthode la vitesse d'un déplacement que si l'échelle de référence est parallèle à la trajectoire, c'est à dire dans l'axe de l'oiseau Les mesures donnent alors la vitesse de l'oiseau sur cette trajectoire, que celle-ci soit horizontale, oblique (Faucon pèlerin en piqué) ou même sub-verticale (Fou de Bassan au moment de l'impact avec la surface de la mer)

Pour éviter des erreurs de parallaxe, il ne sera cependant possible de calculer *directement* la composante verticale de son déplacement que si l'oiseau passe sensiblement au même niveau horizontal que la caméra, et sur une trajectoire que l'on estime parfaitement perpendiculaire à l'axe de celle-ci

Dans certaines circonstances particulières, lorsque l'oiseau n'est pas parfaitement vu de profil, il sera néanmoins possible de calculer la taille qu'aurait l'échelle z (distance tête - queue) si elle était vue perpendiculairement à l'axe de la caméra Connaissant cette valeur il sera alors possible de mesurer la composante verticale de la trajectoire de l'oiseau, ce qui est évidemment très intéressant de connaître pour un animal qui se déplace dans les trois axes de l'espace Ceci suppose néanmoins de bien connaître les dimensions et la morphologie de l'espèce considérée (cf FIG. 6 et la méthode de calcul développée en annexe)

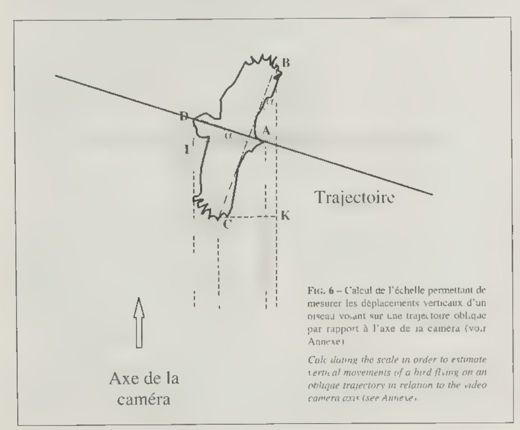


FIG. 6 – Calcul de l'échelle permettant de mesurer les déplacements verticaux d'un oiseau volant sur une trajectoire oblique par rapport à l'axe de la caméra (voir Annexe)

Calculating the scale in order to estimate vertical movements of a bird flying on an oblique trajectory in relation to the video camera axis (see Annexe).

CONCLUSION

La méthode de mesure proposée est relativement simple à appliquer, et utilisable par tout ornithologue équipé de matériel vidéo "grand public". Cette méthode est d'ailleurs tout aussi valable pour tout ce qui se déplace (poissons, mammifères, véhicules divers...) à condition, là encore, de pouvoir disposer d'une *échelle de référence parallèle à l'axe du déplacement*. Il est donc tout à fait possible d'effectuer ces mesures de vitesse à partir de documents télévisés, si l'on est certain de connaître la fréquence de prise de vue des images : 25 images/sec pour un enregistrement par caméra vidéo ou caméscope, alors qu'elle est généralement de 24 images/sec dans le cas d'une caméra cinématographique classique, bien qu'étant ensuite diffusée à 25 images/sec par le réseau de télévision

REMERCIEMENTS

Je remercie les étudiants Benoît CABY et Jean-Baptiste ROUTIER pour l'aide technique qu'ils m'ont apportée lors de la mise au point et les premières applications de cette méthode

BIBLIOGRAPHIE

• BILO (D), BILO (A), MÜLLER (M), THEIS (B) & WEDEKIND (F) 1985 – Neurophysiological cybernetic analysis of course-control in the pigeon. *In* W. Nachtigall (ed) : *BIONA-report 3, Akad. Wiss., Mainz* · G Fischer, Stuttgart, New York : 445-477 • BLAKE (R. W.), KOLOTYLO (R) & DE LA CUEVA (H) 1990 – Flight speeds of the Barn Swallow, *Hirundo rustica*. *J. Canad. Zool.*, 68 [illegible]

• GEWECKE (M) & WOIKE (M) 1978 Breast feathers as an air-current sense organ for the control of flight behavior in a songbird (*Carduelis spinus*). *Z. Tierpsychol.*, 47 : 293-298

• MOUZE (M) (sous presse). Le vol du Vautour fauve *Gyps fulvus* In : *Actes du colloque "Vautours" de St Rome-sur Tarn (1999)*. • MOUZE (M) (en préparation). Signification de la manœuvre dite de "l'abaissement d'a[illegible] du Vautour fauve *Gyps ful[illegible]*

• NECKER (R) 1985 – Receptors in the skin of the wing of the pigeon and their possible role in bird flight. *In* : W. Nachtigall (ed) : *BIONA-report 3, Akad. Wiss., Mainz* : G. Fischer, Stuttgart, New York 433-444

• PENNYCUICK (C. J), ALERSTAM (T) & LARSSON (B) 1980.– Soaring migration of the Common Crane *Grus grus* observed by radar and from an aircraft *Ornis scand.*, 10 241-251 • PENNYCUICK (C J) 1982.– The ornithodolite : an instrument for collecting large samples of bird speed measurements. *Phil. Trans. R. Soc. London*, B 300 : 61-73

ANNEXE

Exemple de calcul de l'échelle de référence pour la mesure des déplacements verticaux d'un vautour (FIG. 6) :

Considérons les triangles rectangles semblables BKC et ADI

$CK = BC \times \sin \alpha$ (1)

$AI = AD \times \cos \alpha$ (2)

D'où $CK/AI = BC/AD \times \text{tg}\, \alpha$ (3)

Le rapport BC/AD est connu, puisque correspondant à celui de l'envergure sur la distance tête –> queue dans l'espèce considérée chez le Vautour fauve ce rapport est de 2,60 m /0,92 m = 2,82.

$CK/AI = 2{,}82 \times \text{tg}\, \alpha$ (4)

$\text{tg}\, \alpha = CK / (2{,}82 \times AI)$ (5)

CK et AI peuvent être mesurés sur l'écran : le rapport CK/AI est donc connu

On peut donc en déduire tg α, donc cos α, et calculer AD d'après (2)

AD est la distance "pointe du bec => extrémité de la queue" qu'aurait l'oiseau sur l'écran s'il était vu parfaitement de profil on rejoint alors ce qui a été dit dans le texte sur la possibilité de calculer les déplacements verticaux de l'oiseau lorsque celui ci est vu de profil et au même niveau que l'observateur Autrement dit on peut maintenant se servir de la valeur calculée AD comme échelle de référence pour mesurer sur l'écran les déplacements verticaux du vautour

NOTE

3469 : PREMIÈRE OBSERVATION DE L'ÉRISMATURE ROUSSE *Oxyura jamaicensis* EN ALGÉRIE

L'espèce nominale de l'Érismature rousse *Oxyura j. jamaicensis*, originaire de l'Amérique du Nord, a été introduite dans les années 40 en Angleterre où elle s'échappa de captivité et commença à se reproduire dans la nature en 1960. Cette population s'accru rapidement et colonisa l'Europe continentale créant ainsi une menace pour une espèce congénérique indigène l'Érismature à tête blanche *Oxyura leucocephala* (HUGHES, 1986). Cette dernière espèce, composée de 3 populations en déclin et disjointes, localisées en Asie centrale, Asie orientale et Méditerranée occidentale est citée comme "vulnérable" selon les critères de l'U.I.C.N. concernant les taxons globalement menacés (GREEN, 1995; 1996). En Algérie, parmi les menaces qui pèsent sur l'Érismature à tête blanche qui possède une population restreinte (estimée à moins d'une centaine) dont un petit nombre de couples nichant dans les zones humides de Numidie (SAMRAOUI *et al.*, 1992; BOUMEZBEUR, 1993, SAMRAOUI & BÉLAIR, 1997), figurent principalement la perte et la dégradation des milieux ainsi que le vandalisme sur les nids.

L'érismature nord américaine qui s'est disséminée dans plusieurs pays méditerranéens (Espagne, France, Italie, Turquie, Israel) a réussi à atteindre le Maroc en 1986 (GARRIDO & MAÑEZ, 1996), mettant ainsi un premier pied en Afrique du Nord (HUGHES *et al.*, 1999). Durant la première semaine du mois de mars 1997, un groupe de 12 Érismatures composé de 6 Érismatures rousses et de 6 Érismatures à tête blanche a été observé au Lac des Oiseaux (Algérie du Nord-Est). C'est à notre connaissance, la première et seule observation de l'Érismature rousse sur ce site et en Algérie. Le Lac des Oiseaux a été, durant quatre années (1996-2000), suivi de manière hebdomadaire mais aucune autre observation de l'Érismature rousse n'y a été effectuée.

Le risque important que pose l'Érismature rousse à l'encontre de l'Érismature à tête blanche dans le Paléarctique occidental, matérialisé sous forme de compétition et d'hybridation, a poussé un certain nombre de pays (Espagne, France, Portugal, Grande-Bretagne) à mettre en place et à évaluer une série de mesures d'éradication (HUGHES, 1996, HUGHES *et al.*, 1999, DUBOIS & PERENNOU, 1997). Dans le contexte algérien et au vu de notre observation, ces mesures de contrôle gagneraient à être intégrées dans tout plan de gestion visant la protection des populations locales de l'Érismature à tête blanche.

BIBLIOGRAPHIE

• BOUMEZBEUR (A.) 1993. *Écologie et biologie de reproduction de l'Érismature à tête blanche (*Oxyura leucocephala*) et du Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*) sur le lac Tonga et le lac des Oiseaux (Est Algérien).* Thèse, Montpellier, 316p.

• DUBOIS (P.J.) & PERENNOU (C.) 1997 – Protection d'un oiseau menacé, l'Érismature à tête blanche *Oxyura leucocephala*, le problème de l'Érismature rousse *Oxyura jamaicensis*. *Ornithos*, 4: 49-53.

• GARRIDO (H.) & MAÑEZ (M.) 1996. L'Érismature rousse *Oxyura jamaicensis* au Maroc. *Porphyrio*, 8: 1-17. • GREEN (A.J.) 1995 – Analyses of globally threatened Anatidae in relation to threats, distribution, migration patterns, and habitat use. *Conservation Biology*, 10: 435-1445. • GREEN (A.J.) 1996 – An assessment of which Anatidae taxa qualify for globally threatened status. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.*, 13: 777-798.

• HUGHES (B.) 1996 – *The feasability of control measures for North American Ruddy Ducks* Oxyura jamaicensis *in the United Kingdom*. Department of the Environment, Bristol. • HUGHES (B.), CRIADO (J.), DELANY (S.), GALLO-ORSI (U.), GREEN (A.J.), GRUSSU (M.), PERENNOU (C.), & TORRES (J.A.) 1999 – *The status of the North American Ruddy Duck* Oxyura jamaicensis *in the western Palearctic: towards an action plan for eradication*. Report by the Wildfowl & Wetlands Trust to the Council of Europe.

• SAMRAOUI (B.), & BELAIR (G.) de 1997. The Guerbes-Senhadja wetlands. Part I: An overview. *Ecologie*, 28: 233-250. • SAMRAOUI (B.), BELAIR (G.) de & BENYACOUB (S.) 1992 – A much threatened lake: Lac des Oiseaux in northeastern Algeria. *Environmental Conservation*, 19: 264-267+276.

Boudjéma SAMRAOUI & Moussa HOUHAMDI
Laboratoire de Recherche des Zones Humides, Université d'Annaba
4 rue Hassi Beida, Annaba, Algeria
(bsamraoui@hotmail.com - houhamdimoussa@yahoo.fr)

 Alauda 69 (3), 2001 : 397-412

BIOLOGIE DE REPRODUCTION DU PIPIT MARITIME, *Anthus petrosus petrosus*, MONTAGU EN BRETAGNE

PARAMÈTRES DEMOGRAPHIQUES SPÉCIFIQUES

JACQUES GAROCHE* & ALAIN SOHIER**

Breeding biology of Rock Pipit *Anthus petrosus* petrosus Montagu, in Brittany: specific demoigraphic parameters.
This new contribution to the study of the breeding biology of Rock Pipit *Anthus petrosus petrosus* in Brittany present the specific demographic parameters. This completes our previous work relating to egg laying chronology and general demographic parameters (GAROCHE & SOHIER, 2000). During this new survey we established that within the studied Breton population the average clutch size was 3 628 ± 0.123 eggs and the average brood size was 3.442 ± 0.162 chicks, with 4 8% ± 1 80 of eggs being infertile. The average number of breeding attempts per breeding pair was 1 765 ± 0 154 and the average productivity reached 3.286 fledging per pair but 31 06% ± 8.93 of pairs did not produce any offspring. We have also shown that the Breton population has a notably longer breeding period than the Scandinavian and British ones but the average clutch size is significantly lower in Brittany



Mots clés Pipit maritime Bretagne Reproduction Parametres demographiques
Key words Rock Pipit Brittany Breeding Demographic parameters

*Chemin des Mouchets Le Protanne, F 22400 Morieux E-mail jacques.garoche@mageos.com
**232, rue C. Bougle, Bâtiment J2, F-22000 Saint-Brieuc

INTRODUCTION

Dans un précédent article, nous avions présenté la chronologie des pontes ainsi que certains paramètres démographiques généraux relatifs à la nidification du Pipit maritime en Bretagne et ceci plus précisément pour une population implantée sur le littoral oriental de la baie de Saint Brieuc dans le departement des Côtes d'Armor (GAROCHE & SOHIER, 2000). Les éléments présentés dans cette nouvelle contribution doivent être considérés comme une suite à la précédente Ils concernent essentiellement **les paramètres démographiques spécifiques aux nids et aux couples** (grandeur moyenne des pontes et des nichées à l'envol, nombre moyen de nidifications entreprises par un même couple, productivité annuelle moyenne à l'envol par couple). Ils sont d'ailleurs associés aux

précédents résultats dans une présentation générale sous la forme d'un synoptique reprenant tous les paramètres établis. Le chapitre "Matériel et méthodes" a été limité au strict nécessaire et il conviendra de se reporter le cas échéant au précédent travail. Une nouvelle fois, des comparaisons ont été effectuées avec les éléments essentiellement recueillis auprès des populations toutes proches d'*Anthus petrosus petrosus* des îles Britanniques et dans une moindre mesure auprès des populations suédoise et finlandaise d'*Anthus petrosus littoralis*.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Ce travail a été réalisé sur la zone d'étude définie en 1993 et au cours des 6 années écoulées entre 1993 et 1998. En ce qui concerne la grandeur moyenne des pontes, ce sont 148 nids sur 316 nids localisés qui ont pu être considérés alors que 122 nids ayant fait l'objet d'un marquage de poussins ont permis d'établir la grandeur moyenne des nichées (TAB. I). Les pontes "normales" et de "remplacement" n'ont pas été dissociées compte tenu de la méthode adoptée et de la finalité de notre démarche.

Le nombre moyen de nidifications entreprises par un même couple au cours d'une même saison a été abordé à partir d'une population dite « restreinte » et constituée par 34 mâles et 35 femelles individuellement connus (marqués) et suivis dans leurs activités respectives sur plusieurs années pour certains. Il sera néanmoins confronté avec une valeur obtenue à partir de l'ensemble de la population étudiée (TAB. I). La productivité annuelle moyenne en jeunes à l'envol pour un même couple est un paramètre démographique particulièrement essentiel qui prendra toute son importance lorsque nous aborderons ultérieurement la dynamique de population. Au stade actuel de nos recherches il représente la finalité de notre démarche qui a consisté à établir de façon chronologique et par observation les différents autres paramètres qui le conditionnent puis à réaliser leur produit.

TABLEAU I. – R[illegible] (Breta[illegible]) entre 1993 et 1998.
Summary of the [illegible] Rock Pi[illegible] France, Brit[illegible] 199[illegible]

ANNÉES	NIDS			
	Localisés avec histoire individuelle	Localisés avec histoire individuelle et dates de ponte	Avec ponte "contrôlée"	Avec poussins contrôlés
	n	n	n	n
1993	40	30	18	13
1994	50	37	25	20
1995	68	40	36	27
1996	49	37	20	20
1997	53	48	27	25
1998	56	43	22	17
1993-1998	**316**	**235**	**148**	**122**
>>>>>>>>>> Thèmes abordés dans les résultats	Taux d'éclosion et taux de réussite (GAROCHE & SOHIER, 2000)	Chronologie annuelle des pontes (GAROCHE & SOHIER, 2000)	Grandeur moyenne des pontes (présente étude)	Grandeur moyenne des nichées (présente étude)

Années	COUPLES			NIDIFICATIONS
	Population restreinte (oiseaux marqués)	Population restreinte (oiseaux marqués)	Population étudiée	Détectées
	n (mâles)	n (femelles)	n (couples)	n (nidifications)
1993	10	5	25	40
1994	10	9	36	59
1995	13	13	47	75
1996	14	12	39	55
1997	15	8	39	58
1998	12	7	37	59
1993-1998	74 34 individus	54 35 individus	223	346
>>>>>>>>>> Thèmes abordés [illegible]	Nombre moyen de [illegible] par couple (présente étude)		Nombre moyen de [illegible] entreprises par couple (présente étude)	Nombre moyen de nidifications entreprises par couple (présente étude)

Ainsi, les productivités annuelles moyennes (Pam) en œufs et en jeunes à l'envol pour un même couple nous seront données suivant la formule :

Pam = (Taux de réussite moyen à l'envol) X (n. moyen œufs ou jeunes à l'envol / nid) X (n. moyen de nidif. entreprises /an et / couple)

Les valeurs moyennes essentielles, sont accompagnées de leur écart type et de leur intervalle de confiance à 95 %. Par souci de précision et en rapport avec notre méthode qui met en œuvre le produit de trois paramètres intermédiaires, ces derniers sont calculés avec trois décimales.

RÉSULTATS

Paramètres démographiques spécifiques

Dans ce chapitre concernant les résultats obtenus, nous avons calculé les paramètres démographiques spécifiques aux entités biologiques constituées par le nid et par le couple. Il convient cependant de distinguer ces deux entités. La première, représentée par le nid nous assure une quasi-fiabilité des données recueillies pendant un délai minimum de 30 jours. A *contrario*, nos observations nous contraignent à beaucoup plus de précautions en ce qui concerne la fiabilité des observations réalisées sur la deuxième entité constituée par le couple (infidélité, remplacement d'un adulte, copulation extra-conjugale). Seul le marquage des deux oiseaux adultes d'un même couple peut limiter, dans une certaine mesure, les incertitudes évoquées ci-avant.

Grandeur des pontes

Nous devons préciser que la très grande majorité des valeurs (86,5 % - 128/148) a été recueillie lors du contrôle des nids pour le marquage des poussins. Cette méthode a *posteriori*, voulue pour préserver la tranquillité des oiseaux pendant la construction des nids et l'incubation des œufs, peut cependant présenter des inconvénients. En effet, des œufs non éclos peuvent être détruits par l'activité des poussins ou des adultes et donc disparaître avant l'unique contrôle du nid lors du marquage des poussins. Ces "pertes" non détectées pourraient ainsi minorer les valeurs obtenues. Cependant, la présence d'œufs intacts en compagnie de poussins parfois nombreux et bien développés dans près de 15 % des nichées considérées, et l'unique preuve de la disparition d'un œuf pour les pontes contrôlées (13,5 %), nous ont semblé pouvoir garantir la

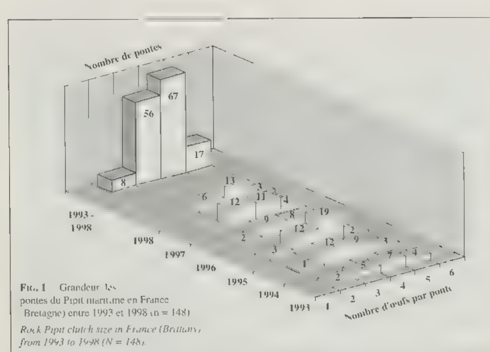


Fig. 1 – Grandeur des pontes du Pipit maritime en France (Bretagne) entre 1993 et 1998 (n = 148).
Rock Pipit clutch size in France (Brittany) from 1993 to 1998 (N = 148).

Années	Distribution des pontes par grandeur					Grandeur moyenne des pontes			
	2 œufs	3 œufs	4 œufs	5 œufs	6 œufs	Œufs n	Pontes n	Grandeur moyenne	Écart type
1993-1998	8 5,4%	56 37,8%	67 45,3%	17 11,5%	0 0,00%	537	148	3,628 ± 0,123	0,758

fiabilité de la méthode employée pour le Pipit maritime. Par ailleurs, une prédation partielle sur les pontes, sans être complètement écartée, reste dans le domaine des exceptions et nous ne l'avons jamais constatée. En générale, la destruction complète de la ponte est la règle avec pour conséquence l'abandon immédiat du nid par les adultes. Il s'agit alors d'un échec au niveau de l'incubation tel que nous l'avons défini dans le travail précédent (Garoche & Sohier, 2000).

Les 148 pontes, considérées entre 1993 et 1998, comptaient de deux à cinq œufs et la grandeur moyenne des pontes s'établit à **3,628 ± 0,123 œufs par nid** (Fig. 1). Selon les années cette moyenne varie entre 3,400 et 3,863 de façon non significative (F = 1 ; P = 0,418). On note à l'examen de la Fig. 1 que les pontes de 3 œufs sont très fréquentes (37,8 %) et parfois prédominantes en nombre comme en 1994, 1996 et 1997. On constate aussi que les pontes de 2 œufs demeurent marginales (5,4 %), que celles constituées de 5 œufs ne sont pas fréquentes (11,5 %) et celles de 6 œufs inexistantes. Si les pontes de 2 et 5 œufs peuvent être déposées tout au long de la période de nidification, il semble bien que celles constituées par 5 œufs soient plus nombreuses au cours de la dernière pentade du mois de mai. En effet, sur les 17 pontes de 5 œufs, recensées entre 1993 et 1998, 7 ont été déposées dans les derniers jours du mois de mai alors que les 10 autres se répartissent sur 7 pentades différentes, situées entre le début du mois d'avril et la fin de celui de juin. Cette dernière particularité intervient de façon déterminante sur l'évolution de la grandeur moyenne des pontes au

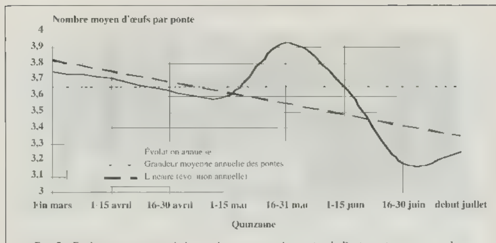


FIG. 2. Évolution et tendance de la grandeur moyenne des pontes du Pipit maritime au cours d'une même saison de nidification "type" en France (Bretagne) entre 1993 et 1998 (n = 139).

Variation and trend of average clutch size during one "type" breeding season in France (Brittany) from 1993 to 1998 (N = 139).

TABLEAU II. Œufs inféconds dans les pontes de Pipit maritime en France (Bretagne) entre 1993 et 1998.

Infertile eggs in Rock Pipit clutches in France from 1993 to 1998.

Années	PONTES			ŒUFS		
	Considérées	Avec œufs infertiles ou non éclos		Considérés	Infertiles ou non éclos	
	n	n	%	n	n	%
1993	18	2	11,1	67	2	2,9
1994	25	5	20,0	89	5	5,6
1995	36	4	11,1	128	5	3,9
1996	20	2	10,0	68	2	2,9
1997	27	6	22,2	100	9	9,0
1998	22	3	13,6	85	3	3,5
1993-1998	148	22	14,8 ±5,72	537	26	4,8 ±1,80

cours d'une saison de nidification "type" (FIG. 2). En effet, si une érosion s'établit progressivement entre la fin du mois de mars et le début de celui de juillet, une remontée subite de la valeur moyenne est notable pour la deuxième quinzaine du mois de mai. Le regroupement des pontes de 5 œufs sur cette dernière période, déjà évoquée, en est l'unique cause et correspond généralement aux deuxièmes pontes effectuées par l'espèce (FIG. 2). Il est intéressant de noter que l'unique et même couple marqué, qui a assuré 3 nichées avec succès (GAROCHE *et al.*, 1997), a présenté des pontes (4, 5 et 3 œufs) selon une chronologie parfaitement en accord avec l'évolution schématique présentée sur la Figure 2.

Grandeur des nichées

En règle générale, les éléments nécessaires à cette nouvelle approche ont été recueillis au moment du marquage des poussins alors âgés de 8 à 10 jours. De façon logique, les valeurs obtenues sont en rapport étroit avec celles concernant la grandeur des pontes, ces dernières étant néanmoins

TABLEAU III – Importance et distribution des œufs inféconds pour le Pipit maritime en France (Bretagne) entre 1993 et 1998.
Quantity and distribution of infertile eggs for Rock Pipit in France (Brittany) from 1993 to 1998.

INFÉCONDITÉ			DISTRIBUTION DES PONTES CONCERNÉES PAR L'INFÉCONDITÉ EN FONCTION DE LEUR GRANDEUR				
Œufs inféconds	Pontes concernées		Œufs inféconds	2 œufs	3 œufs	4 œufs	5 œufs
n par ponte	n	%	n par ponte	n pontes	n pontes	n pontes	n pontes
1	19	86,3	1	1	8	8	2
2	2	9,1	2	0	1	1	0
3	1	4,6	3	0	0	0	1
	22	100		1	9	9	3

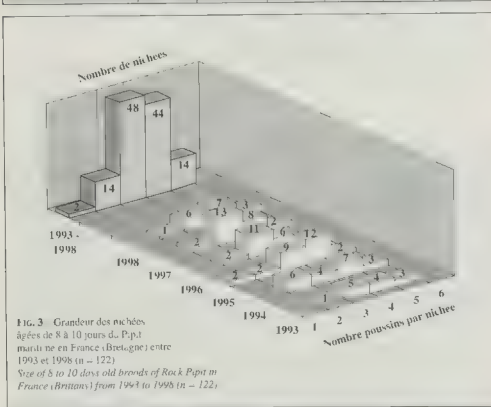


FIG. 3 – Grandeur des nichées âgées de 8 à 10 jours du Pipit maritime en France (Bretagne) entre 1993 et 1998 (n = 122).
Size of 8 to 10 days old broods of Rock Pipit in France (Brittany) from 1993 to 1998 (n = 122).

ANNÉES	DISTRIBUTION DES NICHÉES PAR GRANDEUR					GRANDEUR MOYENNE DES NICHÉES			
	1 poussin	2 poussins	3 poussins	4 poussins	5 poussins	Poussins n	Nichées n	Grandeur moyennes	Écart type
1993-1998	2 1,6%	14 11,5%	48 39,3%	44 36,1%	14 11,5%	420	122	3,442 ± 0,162	0,900

minorées des valeurs concernant les œufs infertiles ou non éclos qui ne seront pas dissociés dans l'analyse En moyenne, ce sont près de 15 % des pontes qui sont concernées et les œufs infertiles ou non éclos représentent en moyenne près de 5 % des œufs pondus (TAB II).

Toutes les pontes peuvent compter de 1 à 3 œufs infertiles ou non éclos. Cependant, dans 86 % des cas (n = 22) (TAB. III), 1 seul œuf est concerné.

La distribution des nids concernés par cette infécondité en fonction de la grandeur des pontes ne fait pas apparaître de prédominance (TAB. III) en désaccord avec la distribution plus générale concernant l'ensemble des pontes considérées en fonction de leur grandeur (FIG. 1) ($\chi^2 = 0{,}15$, $P = 0{,}928$, ddl = 2 après regroupement des pontes marginales de 2 et 5 œufs)

Les 122 nichées considérées pour la période 1993-1998, comptaient de 1 à 5 poussins et la grandeur moyenne des nichées s'établit à **3,442 ± 0,162 poussins par nid** (FIG 3) Selon les années, cette moyenne a varié entre 3,300 et 3,705 de façon non significative ($F = 0{,}69$; $P = 0{,}633$) On note également à l'examen de la Figure 3, que les nichées comptant 3 poussins sont les plus nombreuses avec 39,3 % des cas, que celles de 2 et 5 poussins sont équivalentes en nombre et que celles constituées d'un unique poussin demeurent des exceptions

Grandeur des nichées à l'envol

L'envol des jeunes pipits s'effectue généralement 15 jours après leur naissance La grandeur moyenne des nichées alors que les poussins sont âgés de 8 à 10 jours ne semble pas évoluer jusqu'à la date de l'envol Par ailleurs, si un prédateur intervient pendant ce laps de temps, tous les poussins "disparaissent" sans exception et par conséquent aucun envol ne sera considéré pour le nid concerné qui se verra alors écarter des calculs Cependant, une prédation sélective en rapport avec la grandeur des nichées, et donc susceptible de modifier la valeur moyenne de ces dernieres avant l'envol, ne pouvait être exclue et devait être envisagée (l'activité autour d'une nichée de 5 jeunes pouvant être moins discrète que celle concernant une nichée de moindre grandeur). Un examen de la distribution des nichées ayant été anéanties par un prédateur, en fonction de leur grandeur, ne met pas vraiment de prédominance en évidence La comparaison effectuée entre les grandeurs moyennes des nichées âgées de 10 jours, de celles concernées par un échec et de celles avec envol n'est pas, quant à elle, plus probante ($F = 0{,}74$; $P = 0{,}484$) (TAB. IV), ces deux constatations nous conduirons alors à écarter l'hypothese évoquée ci-dessus. Parfois, le plus jeune et le plus faible des poussins de certaines nichées, concernées par un manque de synchronisme lors de l'incubation, particulièrement marqué, peut ne pas atteindre le terme de l'envol mais ce cas qui demeure l'exception, ne modifie en rien nos résultats et ne sera pas considéré

Dès lors, nous avons considéré que la grandeur moyenne des nichées âgées de 8 à 10 jours et celle des nichées à l'envol étaient équivalentes

TABLEAU IV Grandeurs comparatives des nichées âgées de 8-10 jours et à l'envol du Pipit maritime en France B[illegible] 1993 à 1998 [illegible]
France (Brittany) from 1993 to 1998.

Nichées	Distribution des nichées par grandeur					Grandeur moyenne des nichées			
	1 poussin	2 poussins	3 poussins	4 poussins	5 poussins	Poussins n	Nichées n	Grandeurs moyennes	Écart type
Agées de 8 10 jours	2 1,6%	14 11,5%	48 39 3%	44 36,1%	14 11,5%	420	122	3,442	0,900
Avec échec	0 0,0%	3 8,3%	12 33,4%	18 50,0%	3 8,3%	129	36	3,583	0,769
Avec envol	2 2,3%	11 12,8%	36 41,9%	26 30,2%	11 12,8%	291	86	3,383	0,947

TABLEAU V – Récapitulation des paramètres démographiques spécifiques au nid du Pipit maritime en France (Bretagne) entre 1993 et 1998

Summary of nest related specific demographic parameters for Rock Pipit in France (Brittany) from 1993 to 1998

ANNÉES	GRANDEURS MOYENNES		
	Pontes	**Nichées 8-10 jours**	**Nichées à l'envol (par convention)**
1993	3,722	3,692	3,692
1994	3,560	3,350	3,350
1995	3,555	3,370	3,370
1996	3,400	3,300	3,300
1997	3,703	3,400	3,400
1998	3,863	3,705	3,705
1993-1998	**3,628** ± 0,123	**3,442** ± 0,162	**3,442** ± 0,62

Nous avons donc adopté la valeur obtenue au moment du marquage des jeunes pipits avec **3,442 ± 0,162 poussins à l'envol**, par nid (FIG. 3).

Pour ce qui est de la grandeur moyenne des nichées immédiatement après l'envol et pendant la période de pré-émancipation, elle diffère bien souvent de celle que nous venons d'établir tant ce moment de l'envol est crucial. Se situant en dehors de notre propos elle sera abordée ultérieurement.

Enfin, pour conclure sur les résultats concernant les paramètres démographiques spécifiques à l'entité biologique constituée par le nid, le tableau V récapitule les éléments retenus.

Nombre de nidifications entreprises par un couple au cours d'une saison de reproduction

Cette valeur a été obtenue en considérant exclusivement les oiseaux adultes marqués (bagues colorées) et parfaitement identifiés. Entre 1993 et 1998, ce sont 34 mâles et 35 femelles qui ont pu fournir par leur "contribution", parfois sur plusieurs années, les valeurs pour 74 "mâles-nids" concernés par 129 nids, et pour 54 "femelles-nids" concernées par 97 nids. Cependant, pour réaliser une comparaison entre les valeurs auprès des mâles et des femelles sans aucun risque de biais, seuls les oiseaux marqués et dont le conjoint ne l'était pas ont été tout d'abord été admis dans notre analyse. Pour les couples constitués de deux oiseaux marqués, la contribution d'un seul des adultes (femelle) a été retenue.

En fait, ce ne sont plus que 57 "mâles-nids" et 54 "femelles-nids" qui ont été pris en compte dans notre approche soit 111 "couples-nids". À l'examen de la Figure 4, on constate que les mâles et les femelles finalement considérés ont réalisé en moyenne sur 6 saisons de reproduction, le même nombre de nidifications (1,73 pour 1,79). La faible différence relevée s'avère d'ailleurs non significative ($t = 0,38$; $P = 0,704$). Partant de cette égalité, il devenait possible d'admettre une valeur moyenne pour les couples reproducteurs. Il sera donc considéré dans notre approche, qu'en Bretagne, un couple de Pipit maritime de la population étudiée entreprend en moyenne **1,765** ± 0,154 nidifications (FIG. 4) au cours d'une même saison de reproduction, sachant que cette valeur se situe entre le minimum de 1 et le maximum de 4. Cette même valeur déterminée cette fois-ci de façon moins précise en effectuant le rapport du nombre de nidifications détectées sur le nombre de couples recensés sur le secteur d'étude retenu s'établit à 1,55 nids par couple (346/223) pour les 6 années considérées, mais constitue seulement une borne inférieure qui ne sera pas reprise dans la suite de notre étude. Précisons enfin que les 17 couples constitués par deux adultes marqués et qui ont fait l'objet d'ajustement dans notre analyse, ont réalisé en moyenne 1,764 nidifications par an et n'auraient donc pas interféré sur les résultats comme nous l'avions tout d'abord supposé.

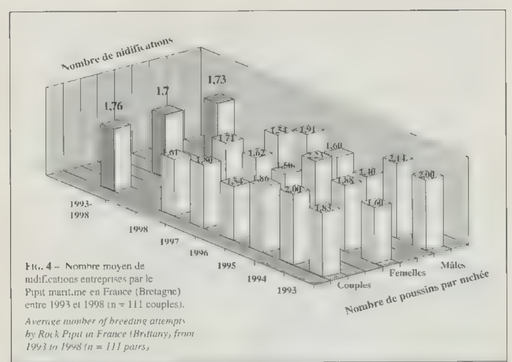


FIG. 4 – Nombre moyen de nidifications entreprises par le Pipit maritime en France (Bretagne) entre 1993 et 1998 (n = 111 couples).

Average number of breeding attempts by Rock Pipit in France (Brittany) from 1993 to 1998 (n = 111 pairs).

ANNÉES	MÂLES			FEMELLES			COUPLES		
	Nidif.	Individus	Nidif. par ind.	Nidif.	Individus	Nidif. par Ind.	Nidif.	Couples	Nidif. par couple
1993 1998	99	57	1,736	97	54	1,796	196	111	1,765 ± 0,154

Les années 1996 et 1998, déjà mentionnées pour leurs conditions météorologiques défavorables et leurs conséquences sur la chronologie des pontes (GAROCHE & SOHIER, 2000), se distinguent une nouvelle fois avec les deux valeurs les plus faibles du nombre de nidifications entreprises par un même couple (FIG. 4) sans que cette constatation revête néanmoins la moindre signification statistique (F = 0,80, P = 0,553).

Productivité

Le chapitre concernant les résultats s'achèvera par la présentation de certains paramètres démographiques spécifiques à l'entité que constitue un même couple au cours d'une saison de reproduction. Il convient de considérer les valeurs présentées en regard d'une notion "élargie" du couple. Cette notion pouvant revêtir bien des aspects : s'agit-il du couple formé pendant le bref moment de la copulation ? De celui qui effectue les nourrissages au nid ? Ou bien encore de celui qui accompagne les jeunes oiseaux volants en période de pré émancipation ? Dans l'état actuel de nos connaissances, nous avons laissé cette question en suspens afin de privilégier la notion habituelle du couple plus en rapport avec nos observations.

La méthode retenue pour établir les valeurs en rapport avec le couple a tout d'abord consisté à connaître les taux moyens de réussite (GAROCHE & SOHIER, 2000). Dans un deuxième temps nous avons établi les contenus moyens des nids en œufs et en jeunes à l'envol. Il restait à connaître le nombre de nidifications entreprises annuellement par un même couple puis à effectuer le produit de

ces paramètres pour obtenir les différentes productivités annuelles d'un couple. Il s'agira donc de résultats obtenus par calcul à partir d'éléments recueillis par observation

Productivité annuelle en œufs

Une femelle peut exceptionnellement, comme nous l'avons constaté, pondre jusqu'à 14 œufs au cours d'une même saison de nidification. Elle peut également de façon aussi exceptionnelle déposer 2 pontes de 5 œufs. Cependant, le nombre moyen d'œufs pondus annuellement par une même femelle s'établit à **6,089 œufs**, avec des variations inter-annuelles situées entre 5,027 et 6,685 œufs (TAB. VI).

Productivité annuelle en jeunes à l'envol

La productivité en jeunes à l'envol, s'établit quant à elle entre 2,599 et 4,498 jeunes avec un nombre moyen de **3,286 jeunes** (± 0,388 estimés *cf.* DISCUSSION) **à l'envol par an** et pour un même couple (TAB. VII). Cependant, les valeurs peuvent être extrêmement différentes d'un couple à un autre. Ainsi, si un même couple a pu assurer l'envol de 12 poussins pour 3 nichées (GAROCHE *et al.* 1997), un autre couple moins "performant", n'a assuré l'envol que d'un seul jeune après avoir vu échouer 3 premières tentatives comme nous l'avons également observé. Enfin, la production moyenne par nidification entreprise s'établit à 1,862 jeunes à l'envol par nid (0,541 x 3,442)

Une approche sur la productivité annuelle moyenne de 103 couples dont un des adultes au moins était marqué nous a permis de constater les "performances" suivantes

Couples ayant échoué à assurer l'envol de poussins : 31,06 % ± 8,93
Couples ayant réussi à assurer l'envol d'une nichée : 49,52 % ± 9,65
Couples ayant réussi à assurer l'envol de deux nichées : 18,45 % ± 7,48
Couples ayant réussi à assurer l'envol de trois nichées : 0,97 % ± 1,89

La même approche nous a permis d'établir la productivité annuelle moyenne des couples ayant réussi à conduire d'une à plusieurs nichées à l'envol à 4,767 jeunes (3,286/0,6894)

DISCUSSION

Dans la précédente contribution nous avions présenté certains paramètres démographiques généraux liés à la nidification de l'espèce (taux d'éclosion et d'envol) (GAROCHE & SOHIER, 2000). Certains résultats que nous venons de présenter ont été obtenus en considérant ces premiers paramètres

TABLEAU VI – Nombre moyen d'œufs pondus annuellement par une femelle de Pipit maritime en France (Bretagne entre 1993 et 1998) [illegible]

ANNÉES	Nidifications entreprises 1 nombre par couple	Taux de réussite ponte ([illegible] & SOHIER 2000) 2 %	Nids avec ponte 3 n. par couple = Col. 1 x 2	Grandeurs ponte 4 nombre par nid	Nombres d'œufs pondus annuellement 5 n. par femelle = Col. 1 x 2 x 4
1993	1,833	0,975	1,787	3,722	6,651
1994	2,000	0,939	1,878	3,560	6,685
1995	1,869	0,909	1,698	3,555	6,039
1996	1,545	0,957	1,478	3,400	5,027
1997	1,800	0,981	1,765	3,703	6,538
1998	1,611	0,963	1,551	3,863	5,993
1993-1998	1,765 ± 0,154	0,951 ± 2,5	1,678	3,628 ± 0,123	6,089



Le dos tourné à la mer, le mâle surveille attentivement la falaise où la femelle progresse discrètement à la recherche d'une cavité pour son nid

Mars 2000

Jacques Garoche

TABLEAU VII. [illegible] *France (Brittany) from 1993 to 1998*

Années	Nidifications entreprises 1 nombre par couple	Taux de réussite envol ([illegible] & Sohier, 2000) 2 %	Nids avec envol 3 n. par couple = Col. 1 x 2	Grandeurs nichée à l'envol 4 nombre par nid	Nombres de jeunes produits à l'envol 5 n. par femelle = Col. 1 x 2 x 4
1993	1,833	0,483	0,885	3,692	3,268
1994	2,000	0,388	0,776	3,350	2,599
1995	1,869	0,529	0,988	3,370	3,331
1996	1,545	0,624	0,964	3,300	3,181
1997	1,800	0,735	1,323	3,400	4,498
1998	1,611	0,484	0,779	3,705	2,888
1993-1998	1,765 ± 0,154	0,541 ± 5,7	0,954	3,442 ± 0,162	**3,286**

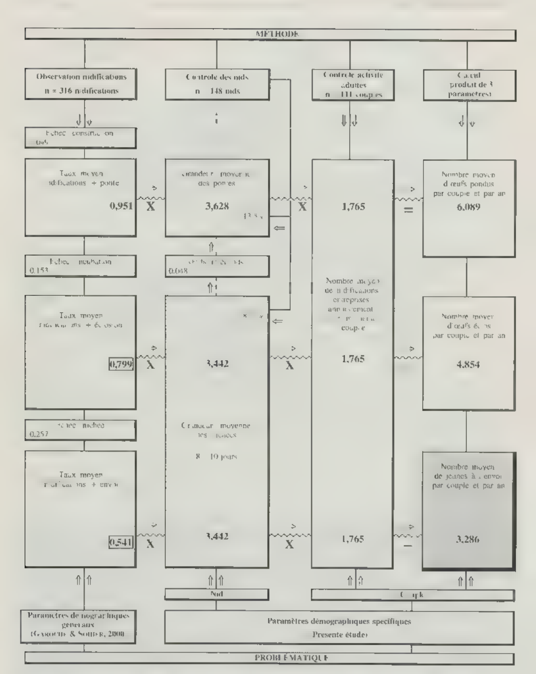


FIG. 5 – [illegible] entre [illegible] *[illegible] Rock Pipit in France (Brittany) from 1993 to 1998*

généraux. Le synoptique de la Fig. 5 associe donc les différents résultats obtenus ; il facilite la compréhension de notre démarche et met en évidence l'interaction des différents paramètres.

Sur la méthode

La méthode de terrain que nous avons adoptée trouve son origine et sa justification dans une volonté de minimiser au maximum les éventuelles perturbations ressenties par les oiseaux lors des travaux de terrain et par la même, d'obtenir des données les plus fiables possible. Un manque d'exhaustivité en a été la contrepartie inévitable et cela nous a conduits non pas à constater, par un simple rapport (méthode habituelle), mais à calculer, à partir de trois paramètres intermédiaires, la production annuelle moyenne en œufs et en jeunes par couple.

La fiabilité de notre démarche s'appuie tout d'abord sur la pertinence du calcul qui consiste à effectuer le produit de ces trois paramètres intermédiaires pour obtenir un résultat analogue à celui obtenu par la méthode habituelle. Le deuxième élément déterminant est constitué par la précision de ces paramètres (indice de confiance), tous trois obtenus avec la contribution d'échantillons de taille suffisante. Notons enfin que ces derniers et pour ce qui concerne la grandeur des pontes, des nichées et du nombre de nidifications entreprises annuellement par un couple, se caractérisent par des distributions restreintes des valeurs (pontes et nichées : de 1 à 5 et nidifications entreprises, de 1 à 4) et favorisent ainsi la précision des moyennes.

Toutefois, les résultats obtenus de cette manière ne pouvaient en aucun cas être rattachés à un seul et unique échantillon. Ils étaient donc susceptibles d'être considérés comme entachés d'imprécision (intervalles de confiance inexistants). Afin de remédier dans une certaine mesure à cette situation, une simulation sur un échantillon fictif, présentant les mêmes caractéristiques en taille et en distribution que notre échantillon de base (calcul du taux de réussite à l'envol) nous a permis d'estimer cet intervalle de confiance à ± 0,388 pour le nombre moyen annuel de jeunes à l'envol par couple et ainsi accorder une certaine précision à ce résultat essentiel.

Sur les paramètres démographiques spécifiques

Certaines particularités de la nidification des populations *d'Anthus petrosus petrosus* des îles Britanniques ont été étudiées par L. N. Rose (1982). Ce sont essentiellement les éléments obtenus auprès de ces dernières populations qui seront comparés aux résultats que nous venons de présenter. Les études entreprises depuis les années 80, tant en Suède (Askenmo et *al.*, 1990), qu'en Finlande (Hario, 1982 et 1997), seront seulement considérées en quelques occasions.

Il convient de relativiser tout au long de cet essai, les différents commentaires que nous allons être amenés à formuler. En effet, les éléments recueillis et analysés sur les îles Britanniques ont été obtenus sur une entité géographique bien différente par son étendue de celle constituée par le secteur d'étude retenu en Bretagne. De plus, les différentes données compilées et analysées par L. N. Rose ont été extraites d'un fichier de nidification du *British Trust for Ornithology*, constitué à partir des observations de nombreux ornithologues, dont l'action s'est toujours déroulée en dehors d'une étude spécifique, accompagnée d'un protocole préalablement établi.

L'entité biologique que constitue le nid et plus particulièrement son contenu, a permis d'effectuer facilement les comparaisons souhaitées. En effet les données disponibles pour les îles Britanniques sur la grandeur des pontes et des nichées sont parfaitement comparables avec nos propres résultats. Celles obtenues en Finlande, nous fournissent un complément d'information non sans intérêt et nous suggèrent immédiatement un gradient de fécondité nord-est sud ouest (Tab. VIII).

Les distributions des pontes en fonction de leur grandeur sont nettement différentes pour les deux populations *d'Anthus p. petrosus* comparées (Tab. VIII). Alors que les pontes de 5 œufs regroupent 30 % des cas sur les îles Britanniques malgré une « distorsion irlandaise », elles atteignent à peine plus de 10 % en Bretagne et il en va de façon inverse pour les pontes de 3 œufs. Si les pontes de 2 et 6 œufs demeurent exceptionnelles sur les îles Britanniques, il en est différemment en Bretagne où les pontes de 2 œufs ne sont pas rares et celles de 6 œufs inexistantes. Les oiseaux bretons pondent en moyenne moins de 4 œufs par nid (3,628 ± 0,123) contrairement aux oiseaux britanniques dont les pontes atteignent même une moyenne de 4,33 œufs dans le nord de la Grande Bretagne. Cette différence sur les valeurs moyennes s'avère hautement significative (Test U de Mann &

TABLEAU VIII. Grandeurs comparatives des pontes et des nichées pour la Finlande, les îles Britanniques et la France (Bretagne) (Nota: les valeurs mentionnées pour les îles Britanniques ont été tirées des résultats analysés par L. N. ROSE). * première nichée - ** deuxième nichée (HARIO, 1982).

*Comparison of Rock Pipit clutch and brood sizes in Finland, the British Isles and France (Brittany) (Note: data for the British Isles from results analysed by L. N. ROSE), *first brood, **second brood (HARIO, 1982).*

Pays	Période	Distribution des pontes par grandeur					Nombres moyens d'œufs par nid			Nombres moyens de poussins par nid			Références
		2	3	4	5	6	n nids	n œufs	E Type	n nids	n Pull	E type	
Finlande	1976-1980	?	?	?	?	?	?	?	?	10 9	3,60* 4,40**	?	HARIO, 1982
North Britain	?	1	4	27	23	1	56	4,339	0,720	?	?	?	ROSE, 1982
Ireland	?	0	2	23	4	0	29	4,068	0,457	?	?	?	ROSE, 1982
South Britain	?	0	8	29	15	0	52	4,134	0,657	?	?	?	ROSE, 1982
Iles Britanniques	?	1	14	79	42	1	137	4,204	0,654	83	3,638	0,820	ROSE, 1982
France (Bretagne)	1993-1998	8	56	67	17	0	148	3,628	0,758	122	3,442	0,900	Présente étude

WHITNEY; z = 5,868; P < 0,0001) et différencie nettement les populations britannique et bretonne.

Il est intéressant de noter que la grandeur moyenne des 15 pontes de Pipit maritime contrôlées ou mentionnées en Bretagne par E. LEBEURIER (inédit) entre 1933 et 1969 s'établit à une valeur très proche de nos propres résultats avec 3,733 ± 0,123 œufs par nid pour des pontes constituées également de 3 à 5 œufs.

Pour l'évolution de la grandeur moyenne des pontes au cours d'une même saison de nidification (FIG. 2), nous limiterons notre commentaire en signalant seulement un parallélisme entre les évolutions comparées, toutes deux caractérisées par une remontée nettement marquée dans la deuxième quinzaine du mois de mai.

La différence détectée sur les grandeurs des pontes ne se retrouve pas vraiment si nous comparons les grandeurs moyennes des nichées pour ces mêmes populations comparées et le faible écart constaté (3,638 pour 3,442 poussins par nid) ne distingue plus de façon statistique les deux populations (Test U de MANN & WHITNEY; z = 1,380; P = 0,1675). La grandeur moyenne des nichées est bien évidemment en rapport étroit avec celle des pontes que ce soit en Bretagne ou sur les îles Britanniques. L' "érosion" constatée entre les valeurs "bretonnes" (TAB. VIII) doit être exclusivement imputée aux œufs infertiles ou non éclos (4,8 %). La prédation sur les poussins au nid ne s'appliquant jamais de façon partielle sur un même nid et ne devant pas être considérée comme un paramètre intervenant dans notre démarche. Pour les pontes britanniques, une « érosion » notable est à signaler. En effet, près de 14 % (1 - 3,63/4,20) des œufs pondus seraient sans suite (TAB. VIII). Il n'est pas aisé d'interpréter cette différence avec nos résultats d'autant que les conséquences de l'infertilité ne sont abordées par L. N. ROSE (1982) qu'au niveau des échecs avec 1 ponte sur 27 considérées et que la présence d'œufs infertiles ou non éclos dans les nichées contrôlées n'est jamais évoquée par ce même auteur.

La méthode employée pour le contrôle des nichées britanniques n'étant pas suffisamment explicitée, nous nous limiterons à suggérer l'hypothèse suivante: au cours du marquage des jeunes oiseaux bretons, nous avons constaté que les poussins de très nombreuses nichées (85 % - n = 116), présentaient des écarts de poids et ceci de façon régulière entre le plus léger et le plus lourd d'une

même nichée. Cette particularité, probablement en rapport étroit avec des incubations mal synchronisées, était parfois confirmée par la présence d'œufs non éclos et contenant un embryon presque à terme. Si cette caractéristique détectée auprès des Pipits maritimes bretons s'avérait être identique pour les oiseaux des îles Britanniques, les conséquences sur des pontes en moyenne plus importantes pour ces derniers en seraient d'autant plus accentuées et répondraient ainsi à notre interrogation. Cette hypothèse pourrait d'ailleurs être confirmée dans une certaine mesure, puisque les pontes britanniques de 5 œufs, qui représentent 30 % des pontes, sont à comparer avec les nichées de 5 poussins qui ne représentent plus que 10 % des nichées contrôlées pour ces mêmes populations outre-Manche (Rose, 1982).

L'absence de précisions dans l'analyse de L.N. Rose, quant aux échantillons considérés et la méthode employée, nous impose de mettre un terme aux comparaisons que nous avons tentées. Cette « incohérence » justifie également, à elle seule, les propos que nous avions tenus au début du présent chapitre en guise d'avertissement.

Pour conclure sur la grandeur des nichées et les comparaisons possibles, il est notable que les populations des îles Britanniques assurent l'envol de nichées dont la grandeur est sensiblement plus importante que celle des nichées des oiseaux bretons mais sensiblement plus faible que celle des oiseaux finlandais (Tab. VIII). Ces différences ne sont pas sans évoquer la particularité qui concerne la croissance en grandeur des pontes et des nichées lorsqu'on se déplace du sud ouest vers le nord-est dans une vaste aire de répartition de petits passereaux chanteurs (Harrison, 1977).

Il sera beaucoup moins aisé d'effectuer des comparaisons pour ce qui concerne l'entité biologique que constitue le couple. En effet, les éléments disponibles pour les îles Britanniques (Rose, 1982) ne sont pas comparables avec nos propres résultats.

L. N. Rose évoque dans son analyse une productivité de 2,48 jeunes par nid et un recrutement potentiel de 7,43 jeunes par an pour un même couple en présumant la possibilité de 3 nichées annuelles pour les oiseaux des îles Britanniques. Bien sûr il ne s'agit que de potentialité et de présomptions. Cependant, comme nous l'avons constaté en Bretagne malgré des conditions plus favorables, l'existence de 3 nichées annuelles productives demeure du domaine de l'exception. Tous les couples n'entreprennent pas obligatoirement deux nichées annuelles et la moyenne se situe à 1,765 nidifications entreprises par an pour un même couple. *A fortiori* il nous est difficile d'envisager une situation plus favorable de l'autre côté de la Manche. Par ailleurs, la notion de productivité évoquée par L. N. Rose, avec 2,48 jeunes par nid, est obligatoirement à situer au delà de l'envol puisqu'il évoque des nichées constituées en moyenne par 3,63 jeunes. Précisons que notre étude considère l'envol comme une borne bien précise sans anticiper sur le devenir des jeunes dès l'envol amorcé et effectué.

Enfin nous avons établi précédemment que le nombre moyen de nidifications entreprises

Tableau IX. – Valeurs comparatives du nombre moyen de nidifications entreprises annuellement par diverses populations (Nota : les valeurs mentionnées pour la Finlande ont été tirées des résultats analysés par M. Hario).
Comparison of the average number of breeding attempts in various populations (Note: data for Finland from results analysed by H. Hario).

Pays	Populations	Periodes	Effectifs	Nombres de nidifications entreprises annuellement	Références
Finlande (îles)	*A. p. littoralis*	1982 1995	23 mâles 27 femelles	1,40 / mâle 1,51 / femelle	Hario, 1997
Suède (îles)	*A. p. littoralis*	1981-1989	?	1,19 – 1,34 / mâle	Askenmo & Neergaard, 1990
France (Littoral nord de la Bretagne)	*A. p. petrosus*	1993 1998	111 couples	1,76 / couple	Présente étude

annuellement par un couple breton de Pipit maritime était de 1,765 (FIG 4) et nous avons considéré cette valeur pour calculer la productivité annuelle moyenne pour un même couple. Si nous ne connaissons pas le nombre moyen de nidifications entreprises par les oiseaux britanniques, en revanche des informations ont été acquises sur ce sujet en Suède et en Finlande pour des populations d'*Anthus petrosus littoralis* (TAB IX) En considérant que ces dernières valeurs sont sensiblement plus faibles que celles obtenues en Bretagne et en accord avec une saison de nidification plus reduite pour les populations scandinaves, en tenant compte que la période de nidification des oiseaux britanniques est plus courte que celle des oiseaux bretons et que la grandeur moyenne des nichées est à peine plus élevée sur les îles Britanniques malgré des pontes plus conséquentes, on peut fortement supposer que la productivité annuelle en jeunes á l'envol des Pipits maritimes britanniques peut difficilement être supérieure à celle qui a été établie pour la Bretagne.

CONCLUSION

Au terme de cette nouvelle contribution, nécessairement associée à la précédente, nous pouvons désormais distinguer plusieurs paramètres démographiques de la reproduction du Pipit maritime sur le littoral breton Certains de ces paramètres sont intermédiaires mais indispensables dans le cheminement de notre étude, il s'agit des taux d'éclosion et d'envol précédemment établis. La présente contribution, quant à elle, nous a permis de présenter les grandeurs moyennes des pontes et des nichées à l'envol ainsi que le nombre moyen de nidifications entreprises annuellement par un même couple. La productivite annuelle moyenne en jeunes oiseaux à l'envol pour un même couple au cours d'une même année de reproduction demeure l'aboutissement de la démarche entreprise. Nous avons montré qu'il était possible d'établir ce parametre par une méthode "éloignée" en évitant ainsi les préjudices que peuvent occasionner les méthodes exhaustives et "rapprochees". Au terme de notre démarche, ce paramètre, essentiel dans l'approche d'une dynamique de population, s'etablit en moyenne à 3,286 jeunes à l'envol par an et par couple ayant entrepris de nidifier, et ce pour la population étudiée sur le littoral oriental de la baie de Saint-Brieuc. Cette valeur serait au mieux équivalente à celle obtenue pour les oiseaux britanniques qu'il faudrait confirmer de façon plus probante

REMERCIEMENTS

À notre demande, Martti HARIO nous a transmis un article relatif à ses travaux en Finlande sur *Anthus petrosus littoralis*, qu'il trouve ici l'expression de nos remerciements Une nouvelle fois nous remercions vivement Éric LE GRALL et René CAMUS pour leur aide sur le terrain. Des remerciements doivent également être réitérés à Florianne et Marine GAROCHE qui ont participé au travail de dactylographie et à la relecture du premier manuscrit. Notre reconnaissance va une fois de plus à Pierre NICOLAU-GUILLAUMET pour ses commentaires, critiques et conseils mais aussi pour son appui permanent depuis 1993. Des remerciements particulièrement chaleureux doivent être également adressés à Danielle et Annie, nos épouses, pour la grande patience dont elles font preuve depuis le debut de nos travaux

BIBLIOGRAPHIE

- ASKENMO (C) & NEERGAARD (R) 1990. Polygyny and nest predation in the Rock Pipit Do females trade male assistance against safety? *In*: *Population Biology of passerine Birds NATO ASI Series, Vol G24* (Ed by J BLONDEL, A GOSLER, J D. LEBRETON & R MC CLEERY), pp. 331 343 Springer Verlag Berlin
- GAROCHE (J), SOHIER (A) & LE GRALL (E.) 1997 Sur la biologie de reproduction du Pipit maritime *Anthus petrosus* en Bretagne: Trois nichées consécutives et reussies par un même couple *Alauda*, 65 15, 154 • GAROCHE (J.), SOHIER (A) & LE GRALL (É) 1998 La biologie du Pipit maritime *Anthus petrosus petrosus* Montagu en Bretagne: Calendrier biologique annuel. *Alauda*, 66. 103 111. • GAROCHE (J) & SOHIER (A.) 2000 – Biologie de reproduction du Pipit maritime *Anthus petrosus petrosus* Montagu en Bretagne. Chronologie annuelle des pontes et paramètres démographiques généraux. *Alauda*, 68 11-25
- HARIO (M) 1982 – Nesting success of the Water Pipit (*Anthus spinoletta littoralis*) in the rainy summer 1981 *Lintumies*, 17 38 (In Finnish with English summary) • HARIO (M) 1997 - Survival prospects of single-brooded and double-brooded Rock Pipits *Anthus petrosus* *Ornis Fennica*, 74: 99-104 • HARRISON (C.) 1977 – *Les nids, les œufs et les poussins d Europe en couleurs* Elsevier, Séquoia, Bruxelles. 430 p
- LEBEURIER (E.) 1934. *Collection Lebeurier* - Musée du paysage et du loup Le Cloître-Saint-Thégonnec (Finistere
- ROSE (L N.) 1982. Breeding ecology of British pipits and their Cuckoo parasite. *Bird Study*, 29 27 40.

Alauda 69 (3), 2001 : 413-418

QUELQUES ASPECTS SUR LE RÉGIME ALIMENTAIRE DU FAUCON CRÉCERELLE *Falco tinnunculus* (*Aves, Falconidae*) EN ALGÉRIE

Belkacem BAZIZ*, Karim SOUTTOU*, Salaheddine DOUMANDJI* & Christiane DENYS**

Notes on Common Kestrel *Falco tinnunculus* (*Aves, Falconidae*) diet in Algeria

The diet of the Common Kestrel *Falco tinnunculus* was studied by analysing pellets (N = 73) collected in the park of the national institute of agronomy at El Harrach between 1997 and 1998. Birds and insects were predominant in the diet, 33.9% of species identified being birds and 31.7% being insects. The hybrid sparrow *Passer domesticus* x *Passer hispaniolensis* was the most important prey species in the diet of Common Kestrel (31.3%). During the breeding period, 18 potential prey species of birds were found in the study area, the hybrid-sparrow was the most abundant with a density of 159 pairs per 10 ha.

Mots clés : Régime alimentaire, Faucon crécerelle, Algérie, Pelotes de régurgitation.

Key words: Diet, Common Kestrel, Algeria, Pellets.

* Laboratoire d'Ornithologie, Département de Zoologie, Institut National Agronomique, El Harrach (Alger).

** Laboratoire Mammifères & Oiseaux, Muséum National d'Histoire Naturelle, 55, rue Buffon, F-75005 Paris.

INTRODUCTION

Bien que le Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* possède une large répartition surtout dans le nord de l'Algérie, tant en milieu rural qu'en milieux suburbain et urbain, aucune étude approfondie ne lui a été consacrée ni du point de vue de la reproduction, ni de celui du régime alimentaire. Pourtant, le comportement trophique de cette espèce a été abordé récemment en Europe par THIOLLAY (1963 & 1968), QUERE (1990), VILLAGE (1990), ROMANOWSKY (1996) et SALVATI *et al.* (1999a, b) ainsi qu'en Afrique du Sud par VAN ZYL (1994). L'absence d'études sur la prédation du Faucon crécerelle en Algérie justifie le choix de ce thème.

PRÉSENTATION DE LA RÉGION D'ÉTUDE

À l'est d'Alger la transition se fait d'une manière progressive de la ville vers sa banlieue. C'est une mosaïque d'habitations collectives, de villas, de petits îlots forestiers, de parcs, de jardins, de vergers d'agrumes et de néfliers et de parcelles de cultures maraîchères encadrées çà et là par des brise-vent de Filao *Casuarina torulosa* et de cyprès *Cupressus sempervirens*. Dans la région d'étude, la hauteur des précipitations se situe entre 600 et 900 mm par an. Le climat du littoral algérois est de type méditerranéen avec une longue période automno-vernale humide et fraîche et une courte période verno-estivale sèche et chaude. La proximité de la Méditerranée adoucit l'atmosphère créant des conditions trophiques favorables pour l'installation de nombreuses espèces d'oiseaux nicheurs et pour le maintien d'une partie des populations aviennes migratrices.

MÉTHODOLOGIE

L'étude du régime alimentaire a été menée à travers l'examen du contenu de 73 pelotes. Celles-ci ont été recueillies dans le parc de l'Institut National Agronomique d'El Harrach (36° 43' Nord, 3° 08' Est) (FIG. 1). Elles ont été collectées de mai 1997 à avril 1998, 3 à 4 fois par semaine. Chaque pelote a été installée séparément dans une boite de Pétri en



présence d'un peu d'eau afin de la ramollir. A l'aide de deux pointes fines, son contenu a été trituré et les pièces chitineuses ou osseuses ont été récupérées et regroupées par affinité systématique dans une autre boîte de Pétri en vue de leur détermination. Les restes osseux ont été identifiés grâce à des clefs de détermination (CHALINE *et al.*, 1974; CUISIN, 1989, BARREAU *et al.*, 1991) et des collections de référence de rongeurs et d'oiseaux. Pour ce qui est des fragments d'arthropodes, nous nous sommes basés sur des clefs dichotomiques et sur les collections de l'insectarium (PASQUIER et MAUREL) de l'Institut National Agronomique d'El Harrach.

Au niveau de chaque pelote décortiquée nous avons retrouvé pour les araignées des céphalothorax ou bien des pattes tubuleuses à paroi épaisse et portant des soies ou bien encore des chélicères de forme typique qu'on ne peut confondre ni avec ceux des scorpionides, ni des phalangides, ni des solifuges. Les fragments des myriapodes peuvent être reconnus parce qu'il s'agit généralement de segments ou de mandibules arquées à base élargie. La détermination des insectes a été faite jusqu'à la famille ou le genre et exceptionnellement jusqu'à l'espèce. Dans ce cas on s'est appuyé sur les caractéristiques de forme, de couleur, de brillance, d'aspect et de taille des têtes, des mandibules, des thorax, des pattes, des ailes, des abdomens et des cerques. Les mandibules des orthoptères Ensifères sont allongées et pointues tandis que celles des Caelifères sont plus arrondies et à pointes émoussées. La forme, l'aspect lisse ou granuleux ainsi que la présence ou l'absence du sillon typique du pronotum permettent de se rapprocher du genre. Si les fragments des ailes sont difficiles à utiliser pour la reconnaissance des orthoptères il n'en est pas de même pour les pattes. En effet les fémurs métathoraciques de *Pamphagus*, de *Calliptamus* et de *Pezotettix giornai* sont robustes. Ceux des *Aiolopus* le sont moins quoique le rapport longueur/largeur soit égal à 4 pour *Aiolopus thalassinus* et à 3 pour *Aiolopus strepens*. Ceux de *Pamphagus* possèdent des carènes et des crêtes en relief et une teinte verte. Par contre les fémurs postérieurs d'*Aiolopus strepens* ont une face interne noire auréolée de rouge et ceux de *Pezotettix giornai* et de *Dociotaurus jagoi jagoi* portent deux ou trois fascies. Les tibias sont rouges orangés pour *Calliptamus*, bleuâtres pour *Dociotaurus jagoi jagoi* et à la fois blancs jaunâtres, bleus et rouges chez *Eyprepocnemis*. Les cerques des orthoptères sont généralement petits à l'exception de ceux des mâles de *Calliptamus* qui sont robustes, larges et légèrement arqués. Pour la reconnaissance des coléoptères on a tenu compte de la forme des mandibules, des tibias antérieurs et postérieurs et des thorax. Pour la détermination des hyménoptères les nervures des ailes et la forme des têtes et des mandibules sont importantes. Enfin la présence des écailles trahit celle des papillons. Le comptage des individus par espèce s'est fait à partir du nombre de pièces sclérotinisées appartenant à la même catégorie.

Le nombre d'individus de chaque espèce de batracien a été determiné par celui des urostyles ou bien par les paires d'os iliaques symétriques (gauche et droit). Quant au dénombrement spécifique des oiseaux il s'est fait en tenant compte soit du nombre des avants-crânes et des mandibules, soit des paires d'humérus, de cubitus, de fémurs, de tibias ou de tarso-métatarses, plus rarement de radius, d'os coracoïdes ou d'omoplates. S'il n'y avait que des plumes de l'espèce reconnue on n'a compté qu'un seul représentant. La détermination du nombre de reptiles s'est appuyée sur les fréquences des os frontaux ou des paires de mâchoires, de fémurs et d'humérus. Enfin le dénombrement spécifique des mammifères a été en fonction de l'effectif des avants-crânes. À chaque fois que l'on retrouve une paire d'éléments osseux analogues et symétriques (droit et gauche) tels que les mâchoires, ou parmi les os longs, les humérus, les cubitus, les fémurs, les tibias, cela signifie qu'on a affaire à un individu.

La méthode des plans quadrillés sur 10 ha empruntée à BLONDEL (1969) et à FROCHOT (1975) a été utilisée pour estimer le stock alimentaire en oiseaux proies. Neuf passages de 2 h 30 min chacun ont été réalisés entre 7 heures et 9 heures le matin à

raison de 2 à 3 par mois durant la période de reproduction entre mars et juin. Le nombre des cantons pour chaque espèce avienne a été déterminé en reportant tous les contacts obtenus pendant les neuf passages sur un même plan quadrillé. De même pour l'estimation de l'abondance des micromammifères, proies potentielles, 24 pièges en ligne ont été installés durant 8 nuits par saison soit 192 nuits-pièges au printemps, également 192 nuits-pièges en été et autant en automne soit au total 576 nuits-pièges. En hiver à cause du froid et des précipitations abondantes les pièges n'ont pas pu être placés sur le terrain. Compte tenu du fait que deux pièges consécutifs sont séparés par un intervalle de 3 m, la distance totale piégée est de 216 m soit 72 m par saison.

Un indice de sélection Is a été utilisé pour mettre en évidence les préférences du Faucon crécerelle vis-à-vis des proies aviennes. D'après BRYANT (1973), pour le calcul de cet indice Is il est nécessaire de disposer de deux taux pour chaque espèce-proie, Pi % et Fi %.

$$Is = \frac{Pi\ \%}{Fi\ \%} \quad \text{ou} \quad Is = \frac{Pi}{Fi}$$

Pi % est le pourcentage du nombre de proies consommées de l'espèce i calculé en fonction du nombre total des oiseaux-proies toutes espèces confondues. Quant à Fi % il correspond au taux de l'effectif des oiseaux-proies potentielles de l'espèce i présente dans le milieu par rapport au nombre total de proies potentielles, toutes espèces aviennes confondues.

L'indice de sélection Is est utilisé seulement pour les populations d'oiseaux-proies. BRYANT (1973) a multiplié les valeurs de Is par 100 et a utilisé 100 % comme limite séparant les espèces sélectionnées (Is > 100%) face à celles qui ne le sont pas (Is < 100%). Dans le cadre du présent travail, les valeurs de Is ne sont pas exprimées en %. Lorsque la valeur de l'indice de sélection Is est égale à 1, la composition du menu du rapace est le reflet des disponibilités alimentaires en oiseaux présents sur le terrain. Si elle est supérieure à 1 cela signifie que *Falco tinnunculus* tend à consommer de préférence l'espèce i prise en considération.

La biomasse consommée brute est calculée espèce par espèce grâce aux poids moyens obtenus à la suite de pesées d'individus échantillonnés dans le même milieu d'étude.

RÉSULTATS

Trois types de résultats sont présentés dans ce qui va suivre. Ceux concernant le régime alimentaire du Faucon crécerelle sont notés en premier. Ils sont suivis par ceux portant sur les populations d'oiseaux et de micromammifères proies potentielles de *Falco tinnunculus*. Enfin, les résultats du calcul de l'indice (Is) de sélection exercée par *Falco tinnunculus* sur chaque espèce avienne-proie sont donnés.

Composition du régime alimentaire du faucon crécerelle

Parmi les proies identifiées (n = 224), on compte 25 espèces d'insectes, 4 espèces d'oiseaux, et 2 espèces de rongeurs. Cependant les gastéropodes, les batraciens, les reptiles, les mammifères insectivores et les chiroptères sont représentés chacun par une seule espèce (TAB. I). Les oiseaux avec 33,9 % et les insectes avec 31,7 % constituent plus de la moitié des proies déterminées. Les myriapodes occupent la troisième place avec 24,6 %. Les autres catégories de proies ont une faible importance dans le menu de ce rapace avec par ordre d'importance 4 % pour les reptiles, 2,2 % pour les rongeurs, 1,3 % pour les arachnides et les mammifères insectivores, et 0,4 % pour les batraciens et les chiroptères. Les moineaux hybrides dominent largement avec 70 individus (31,3 %). En deuxième position vient *Lithobius forficatus* avec 18,3 % suivi par *Lithobius* sp. avec 5,8 %. Ensuite *Tarentola mauritanica*, *Pamphagus elephas* et *Silpha granulata* participent en tant que proies pour 4 % chacun. Les pourcentages des autres espèces varient entre 0,5 % et 3,1 %.

Le calcul de la biomasse pour chaque espèce-proie montre que le moineau hybride est l'espèce qui constitue la proie la plus profitable en biomasse brute correspondant à un taux de 71,6 % par rapport au poids total des proies ingérées. Il est suivi par *Pamphagus elephas* avec 8,9 %, *Mus spretus* et *Rattus norvegicus* avec 3,9 % chacun. *Pycnonotus barbatus* totalise 3,3 %, *Carduelis chloris* 3 %, *Tarentola mauritanica* 3,2 % et *Crocidura russula* 1,2 %.

Disponibilités en oiseaux et micromammifères proies potentielles dans le milieu d'étude

Toutes les données obtenues sur les densités d'oiseaux sur 10 ha, espèce par espèce sont présen-

TABLEAU I - Abondance relative et biomasse des espèces-proies consommées par le Faucon crécerelle en 1997-1998

Relative abundance and biomass of prey species in Common Kestrel diet in 1997-1998

Ni Nombre, AR Abondance relative, B Biomasse, - B(%) < 0.1

Categories	Espèces	Ni	AR%	B%
Gastéropopdes	*Otala* sp	1	0,45	–
Arachnides	*Araneidae* ind	3	1,33	–
Myriapodes	[illegible]		[illegible]	
	Lithobius sp	13	5,80	–
	Lithobius forficatus	41	18,30	0,13
Insectes	[illegible] ind.	1	0,45	–
	Gryllidae ind	1	0,45	
	Gryllidae sp	1	0,45	
	Gryllus bimaculatus	7	3,13	0,16
	Caelifera ind	5	2,23	0,10
	Dociostaurus jagoi jagoi	1	0,45	–
	Aiolopus strepens	6	2,68	0 10
	Aiolopus thalassinus	1	0,45	–
	Pamphagus elephas	10	4,46	8,94
	Calliptamus barbarus	2	0,89	–
	Anacridium aegyptium	4	1,78	0,46
	Pezotettix giornai	2	0,89	–
	Eyprepocnemis plorans	4	1,78	0,46
	Scarabeidae ind.	3	1,33	–
	Silpha granulata	9	4,02	0,10
	Geotrupes sp. 1	1	0,45	
	Geotrupes sp. 2	1	0,45	–
	Otiorhynchus sp	1	0,45	–
	Cetonia funeraria	1	0,45	–
	Geotrogus sp.	1	0,45	
	Lepidoptera ind.	4	1,78	–
	Apoidea ind	2	0,89	–
	Vespoidea ind.	1	0,45	–
	Sphecidae ind	1	0,45	
Batraciens	*Hyla* sp	1	0,45	
Reptiles	*Tarentola mauritanica*	9	4,02	2,03
Oiseaux	*Passer* sp.	70	31,25	71,60
	Serinus serinus	1	0,45	0,44
	Carduelis chloris	3	1,33	2,98
	Pycnonotus barbatus	2	0,89	3,31
Rongeurs	*Mus spretus*	4	1,78	3,89
	Rattus norvegicus	1	0,45	3,89
Insectivores	*Crocidura russula*	3	1,33	1,17
Chiroptères	*Pipistrellus kuhlii*	1	0,45	0,23
Total		**224**	**100%**	**100%**

tées dans le tableau II. La densité spécifique la plus élevée, égale à 159 couples sur 10 hectares, concerne le moineau hybride. Celle du Verdier d'Europe *Carduelis chloris* vient en seconde position avec 50 couples, puis celles du Bulbul des jardins *Pycnonotus barbatus* avec 16,5 couples et du Serin cini *Serinus serinus* avec 13 couples sur 10 hectares. Par ailleurs, les rendements des lignes de pièges à micromammifères ont été très faibles avec à peine 3 Rats surmulots *Rattus norvegicus*, 5 Souris domestiques *Mus musculus* et 1 Musaraigne des jardins *Crocidura russula* capturés.

L'Indice de sélection des oiseaux-proies du Faucon crécerelle

Le calcul de l'indice de sélection des oiseaux consommés par le Faucon crécerelle montre que cet indice est élevé chez le

TABLEAU II - Densité spécifique (Di) des oiseaux recensés dans le parc de l'Institut National Agronomique d'El-Harrach (en couples sur 10 ha)

Density of bird species (Di) found in the park of the national agronomic institute at El Harrach (pairs/10 ha)

Espèces	Di	%
Passer domesticus x *P. hispaniolensis*	159	46,90
Carduelis chloris	50	14,75
Columba livia	25,75	7,60
Pycnonotus barbatus	16,5	4,87
Columba palumbus	13,5	3,98
Serinus serinus	[illegible]	[illegible]
Parus caeruleus	[illegible]	[illegible]
Sylvia atricapilla	[illegible]	[illegible]
Turdus merula	[illegible]	[illegible]
Streptopelia senegalensis	7	[illegible]
Erithacus rubecula	7	[illegible]
Fringilla coelebs	[illegible]	1,33
Muscicapa striata	4	[illegible]
Cisticola juncidis	3,5	[illegible]
Certhia brachydactyla	3,5	[illegible]
Phylloscopus collybita	2	[illegible]
Jynx torquilla	1,5	0,44
Parus major	1	[illegible]
Total	**339**	**100 %**

TABLEAU III Valeurs de l'Indice de sélection des oiseaux-proies consommés par le Faucon crécerelle
Selection index for each prey species of bird in Common Kestrel diet

Espèces	Pi% Taux de l'espece-proie consommée	Fi% Fréquence de l'espèce – proie disponible	Is Indice de selection
Passer domesticus x *P. hispaniolensis*	92,11	46,90	1,96
Pycnonotus barbatus	2,63	4.87	0,54
Serinus serinus	1,32	3,83	0,34
Carduelis chloris	3,95	14,75	0,27

moineau hybride avec une valeur égale à 1,96. Il est suivi par celui du Bulbul des jardins avec 0,54. Le Serin cini avec 0,34 et le Verdier d'Europe avec 0,27 viennent respectivement en troisième et en quatrième position (TAB. III).

DISCUSSION-CONCLUSION

Dans la présente étude, parmi les espèces d'oiseaux identifiées, le moineau hybride (*Passer domesticus* x *P. hispaniolensis*) est l'espèce la plus consommée par *Falco tinnunculus*. Il représente 31,3 % de l'ensemble des proies et 92,1 % de l'ensemble des oiseaux consommés. Ces résultats se rapprochent de ceux trouvés par QUÉRÉ (1990). En effet celui-ci note près de 32 % d'oiseaux ingurgités par le Faucon crécerelle justement avec une prédominance de Moineaux domestiques *Passer domesticus* et friquets *Passer montanus* soit 220 individus sur 235 oiseaux, ou 93,6 % par rapport à l'ensemble des oiseaux. En effet, le mâle qui assure le ravitaillement de la femelle et des jeunes réduit ses dépenses énergétiques en exploitant la source de nourriture la plus abondante située à proximité du site d'élevage. Le résultat obtenu à El Harrach s'explique par le fait que le Moineau hybride y est très abondant avec 159 couples soit 46,9 % de l'ensemble des oiseaux présents sur 10 ha. Compte tenu du fait que le taux de moineaux hybrides consommés (92,1 %) est très élevé par rapport à celui des moineaux hybrides disponibles (46,9 %) il semble que le Faucon crécerelle recherche préférentiellement cette espèce *Passer domesticus* x *P. hispaniolensis* par rapport aux autres espèces d'oiseaux. Il est possible comme l'explique QUÉRÉ (1990) que le moineau trop occupé par la recherche de la nourriture destinée à ses petits demeurés au nid prend davantage de risques. Il réduit son attention vis-à-vis des éventuels prédateurs et devient de ce fait une bonne proie pour le Faucon crécerelle. Cette source alimentaire facilement accessible, est intéressante en termes de coût énergétique (TAB. I : B % = 71,6 %). SALVATI *et al.* (1999a) ayant travaillé dans la ville de Rome soulignent également l'importance plus grande des oiseaux dans l'alimentation du Faucon crécerelle en milieu urbain par rapport au milieu rural. Il semble qu'en hiver *Falco tinnunculus* consomme davantage de rongeurs, fait observé dans la région parisienne avec un taux de 86,6 % et en Normandie avec un pourcentage de 73 % alors que dans ces mêmes lieux les oiseaux demeurent faiblement représentés avec à peine 2,1 % près de Paris et 0,5 % en Normandie (THIOLLAY, 1963). De même dans la région agricole de Saint-Michel-en-l'Herm en Vendée (Baie de l'Aiguillon), le menu du Faucon crécerelle comprend 87,3 % de rongeurs dont 86,8 % de campagnols des champs *Microtus arvalis* contre 0,7 % d'oiseaux (THIOLLAY, 1968). Dans les milieux agricoles à sols perméables (favorables à l'installation des terriers), les micromammifères seront également bien représentés dans le régime alimentaire de *Falco tinnunculus*. Dans l'Auxois (Côte-d'Or), dont les parcelles cultivées sont installées sur des terres calcaires, BONIN & STRENNA (1986) montrent que le Faucon crécerelle consomme 80 % de Campagnols *Microtus* sp., 2 % de Mulots *Apodemus* sp. et 5 % de Taupes *Talpa europaea*. Les taux des proies de remplacement tels que les oiseaux (9 %), les lézards (2 %) et les grenouilles (2 %) sont faibles dans ce cas. Dans les sansouires et les marais de Camargue, le Faucon crécerelle se rabat sur des proies de remplacement, notamment des insectes qui constituent 76 % de son alimentation (THIOLLAY, 1968). Les orthoptères à eux seuls occupent 62,8 % du menu de

Falco tinnunculus suivis par les coléoptères avec 13,0 %. En milieu urbain, à Rome, Salvati *et al.* (1999b) soulignent que là encore le Faucon crécerelle se nourrit de proies de remplacement étant donné que les rongeurs ne sont représentés que par 5,8 à 18,6 % de l'ensemble des proies consommées. En effet à ces derniers se substituent des arthropodes, surtout des coléoptères dans des proportions comprises entre 31,7 et 45,4 % des proies. Parmi les proies de remplacement, les reptiles participent pour 12,6 à 20,8 % et les oiseaux avec 16 à 29 %. Cependant il faut souligner que le Faucon crécerelle est très dépendant des rongeurs, les oiseaux fournissant tout au plus une nourriture de remplacement ou d'appoint (BONIN & STRENNA, 1986). Dans le parc d'El Harrach la présence dans les pelotes du Faucon crécerelle du Gecko *Tarentola mauritanica* peut étonner. Ce reptile s'active plutôt pendant la nuit en chassant des insectes près des lampadaires. GUIBÉ (1970) donne l'explication de ce phénomène en signalant que dans le Midi de la France *Tarentola mauritanica* est obligé de se chauffer au soleil durant le jour en hiver, en raison du déficit thermique, s'exposant ainsi davantage à l'action du prédateur. Dans certaines circonstances lorsqu'il y a une faible multiplication des micromammifères, les reptiles et les insectes constituent une ressource trophique non négligeable (THIOLLAY, 1968 ; VAN ZYL, 1994 ; SALVATI *et al.*, 1999b). Dans la présente station d'étude il y a eu très peu de rongeurs capturés. Ainsi la faiblesse des populations de rongeurs et leur activité surtout nocturne limitant les possibilités de rencontres avec le prédateur diurne permettent de comprendre pourquoi ceux-ci sont peu représentés dans les pelotes de *Falco tinnunculus*. Par contre il y a une forte consommation d'oiseaux, proies de remplacement par le Faucon crécerelle. Dans ce cas, avec un indice Is égal à 1,96, le moineau hybride apparaît comme particulièrement recherché par le Faucon crécerelle. Par contre les trois autres espèces d'oiseaux consommées soit le Bulbul des jardins (0,54), le Serin cini (0,34) et le Verdier d'Europe (0,27) se caractérisent par des valeurs de Is inférieures à 1 et doivent être faiblement recherchées. Le Faucon crécerelle dans le milieu suburbain de la région d'Alger adopte un régime alimentaire opportuniste ce qui confirme les résultats des travaux précédents concernant sa grande plasticité d'adaptation trophique.

BIBLIOGRAPHIE

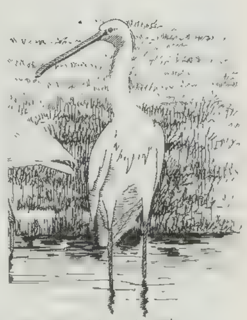
- BARREAU (D.), ROCHER (A.) & AULAGNIER (S.) 1991. *Éléments d'identification des crânes des rongeurs du Maroc*. Soc. Franç., Et. prot. Mamm., Puceul, 17 p. • BLONDEL (J.) 1969. - *Méthodes de dénombrement des populations d'oiseaux*. pp. 97-151. *In* LAMOTTE (M.) & BOURLIERE (F.), *Problèmes d'écologie*. Ed. Masson et Cie, Paris, 303p. • BRYANT (D.-M.). 1973. The factors influencing the selection of food by the House Martin (*Delichon urbica*, *L.*). *J. Anim. Ecol.*, 42: 539-564. • BONIN (B.) & STRENNA (L.) 1986. Sur la biologie du Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* en Auxois. *Alauda*, 54: 241-262.
- CHALINE (J.), BAUDVIN (H.), JAMMOT (D.) & SAINT GIRONS (M. C.) 1974. *Les proies des rapaces, petits mammifères et leur environnement*. Ed. Doin, Paris, 141 p. • CUISIN (J.) 1989 - *L'identification des crânes des passereaux (Passeriformes-Aves)*. Dipl. Sup. Etud. Rech., Univ. Bourgogne, Dijon, 340 p.
- FRANÇOIS (J.) 1975.– Contribution à la connaissance de l'avifaune de l'Afrique du Nord. *Alauda*, 43: 279-293.
- GUIBÉ (J.) 1970.– *Données écologiques* pp. 987-1036. *In* GRASSÉ (P.-P.), *Traité de Zoologie, Reptiles*. Ed. Masson et Cie, Paris, T. XIV, 3: 681-1428.
- QUERE (J.-P.) 1990.– Approche du régime alimentaire du Faucon crécerelle (*Falco tinnunculus* L., 1758) en milieu urbain (Paris *intra muros*) et durant la période de reproduction. *Le Passer*, 27: 92-107.
- ROMANOWSKY (J.) 1996.– On the diet of urban Kestrels (*Falco tinnunculus*) in Warsaw. *Buteo*, 8: 123-130.
- SALVATI (L.), MANGANARO (A.), FATTORINI (S.) & PIATELLA (E.) 1999a.– Density, nest spacing, breeding success and diet of a Kestrel *Falco tinnunculus* urban population. *Alauda*, 67: 47-52. • SALVATI (L.), MANGANARO (A.), FATTORINI (S.) & PIATELLA (E.) 1999b – Population features of Kestrels *Falco tinnunculus* in urban, suburban and rural areas in Central Italy. *Acta Ornithologica*, 34: 53-58.
- THIOLLAY (J. M.) 1963 – Notes sur le régime alimentaire du Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* en hiver. *Nos Oiseaux*, 27: 71-73. • THIOLLAY (J.-M.) 1968 – Le régime alimentaire de nos rapaces : quelques analyses françaises. *Nos Oiseaux*, 29: 249-269.
- VAN ZYL (A. J.) 1994. A comparison of the diet of the Common Kestrel *Falco tinnunculus* in South Africa and Europe. *Bird Study*, 41: 124-130. • VILLAGE (A.) 1990 – *The Kestrel*. A. & D. Poyser, London. 352 pp.

Alauda 69 (3), 2001: 419-426

SENSIBILITÉ DE LA SPATULE BLANCHE *Platalea leucorodia* AUX DÉRANGEMENTS

Nicolas Boileau*

Effect of disturbances on Eurasian Spoonbill *Platalea leucorodia* behaviour.
During a three years study of Eurasian Spoonbill *Platalea leucorodia* feeding behaviour, disturbances of the species at stopover sites were recorded during fieldwork. Several sources of disturbances were noted: planes (37% of the cases), humans (observer and management team 21%), raptors (11%), vehicles (10%), hunting activities (4%), boat (2,6%), cattle (2,3%) and others causes (11,1%). The impact of disturbances (time spend in flight) was more important for planes (57%) and shooting (22%) and could lead the birds leaving the reserve. No impact on the feeding behaviour and feeding efficiency of individual disturbed birds could be established suggesting that the impact of disturbance on the energetic budget of studied birds was not important.



Mots clés : Spatule blanche, Dérangements, Charente Maritime (France), Réserve Naturelle.
Key words : Eurasian Spoonbill, Disturbance, Charente Maritime (France), Nature Reserve.

* Réserve Naturelle de Moëze-Oléron LPO, Plaisance F-17780 Saint-Froult.

INTRODUCTION

Les effets et impacts des dérangements de toutes origines sur l'avifaune - et en particulier sur les oiseaux d'eau - ont fait l'objet de considérations générales et d'études de cas (sites et espèces) de la part de nombreux auteurs (voir synthèses de Davidson & Rothwell, 1993; Hill et *al*, 1997; Triplet & Schricke, 1998; Triplet, 1998; Rocamora & Yeatman-Berthelot, 1999). Afin de réduire à la fois les effets et les impacts, ces auteurs ont tous souligné l'intérêt et l'importance des réserves, naturelles ou de chasse, en tant que zones refuge face aux perturbations extérieures (Madsen, 1993). Toutefois, il semble qu'actuellement de nombreuses réserves, même celles disposant d'une réglementation ferme, ne peuvent pas assurer pleinement ce rôle compte tenu du fait qu'elles sont rarement soustraites aux activités humaines telles que, dans un contexte littoral, les activités socio-professionnelles liées à l'exploitation des ressources, la chasse (en périphérie) et les activités récréatives de toute nature (Cayford, 1993).

Chez les oiseaux migrateurs, les haltes migratoires sont nécessaires et vitales pour la récupération des efforts fournis et la mise en réserve des réserves adipeuses nécessaires à la suite du trajet. Leur sensibilité aux dérangements est dès lors accrue dans la mesure où toute perturbation dans les phases de repos et d'alimentation peut entraîner une dépense énergétique supplémentaire : envol, recherche d'une autre zone alimentaire parfois

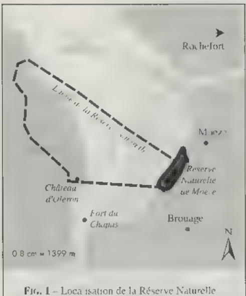


FIG. 1 – Localisation de la Réserve Naturelle de Moëze-Oléron

Location of the Moëze Oléron Nature Reserve

FIG. 2 – Principaux habitats de la zone d'étude

Main habitats of the study area.

- Vasières nues
- Prés salés à *Halimione portulacoides*
- Prairies saumâtres à *Elymus pycnanthus-Juncus gerardii*
- Prairies sub-saumâtres à *Trifolium squamosum Carex divisa*
- Prairies sub-saumâtres alternant avec des dépressions hygrophiles à *Scirpus maritimus Juncus gerardii*
- Milieux aquatiques oligo à méso-halins à *Ranunculus baudotii*
- Milieux anthropisés (cultures, claires à huîtres)
- Milieux aquatiques poly à euryhalins à *Ruppia maritima*

0 500 m 1 km N

moins riche, concentration de tous les oiseaux sur de faibles superficies (TRIPLET *et al.*, 1999) avec augmentation de la compétition (GOSS-CUSTARD, 1980), de la vulnérabilité face à des prédateurs, etc. (voir TRIPLET (*op. cit.*) pour un descriptif détaillé).

Certaines espèces sont d'autant plus vulnérables que les sites fréquentés sont localisés et espacés. C'est en particulier le cas pour les populations de Spatule blanche *Platalea leucorodia* du nord-ouest de l'Europe. Cette espèce effectue une migration essentiellement littorale en Europe (POORTER, 1982) le long de la Mer du Nord, de la Manche et de l'Atlantique. En France, les sites d'étapes migratoires importants sont peu nombreux et accueillent donc un nombre significatif d'oiseaux (ROCAMORA & MAILLET, 1994). Du nord au sud, on peut citer comme sites majeurs d'étape la Baie de Somme-Parc du Marquenterre, l'estuaire de la Seine, le Golfe du Morbihan, la Réserve Naturelle de Moeze-Oléron et le Marais de Brouage ainsi que le Bassin d'Arcachon Parc ornithologique du Teich (ROCAMORA & MAILLET, *op. cit.*)

Les aspects liés aux dérangements y sont donc examinés avec attention et ont fait l'objet de premiers travaux : GELINAUD *et al.* (1995) dans le Golfe du Morbihan, TRÉBAOL (1997) dans la rivière de Pont l'Abbé et BOILEAU *et al.* (1997) pour la Réserve de Moeze.

Sur ce dernier site, qui accueille de 12 à 25 % des effectifs de la population néerlandaise (BOILEAU *et al.*, 1998), une étude sur l'écologie et la stratégie alimentaire sur trois années (BOILEAU et *al*, *op. cit.* ; BOILEAU & PLICHON, 1999, 2000) a permis de recueillir de nombreuses données sur les dérangements subis par les spatules et l'impact sur les conditions de stationnement des oiseaux.

SITES ET MÉTHODES

Site

La Réserve Naturelle des Marais de Moëze-Oléron, Charente-Maritime, est située sur le littoral atlantique entre l'estuaire de la Charente et celui de la Seudre. Créée en juillet 1985 et gérée par la Ligue pour la Protection des Oiseaux, elle fait partie du vaste complexe des marais littoraux de Brouage couvrant près de 12 000 hectares. Elle comprend une partie continentale de 220 hectares et une partie maritime de 6 500 hectares qui prolonge la partie continentale vers l'île d'Oléron sur 13 km de côte.

Sur la partie continentale, la réserve est composée d'une succession d'habitats oligohalins : anciennes salines et prairies naturelles ainsi que de milieux lagunaires mésohalins en arrière de la digue littorale (FIG. 2). Ces différents milieux sont parcourus par un réseau de fossés avoisinant les 35 km. Seule cette partie du site est fréquentée par la Spatule blanche.

MÉTHODES

Les Spatules blanches en halte migratoire sur le site sont suivies de façon continue du lever au jour au coucher du soleil sur l'ensemble des sites fréquentés de mars à mai et de juillet à octobre. Ces suivis continus initialement établis pour suivre le rythme d'activité alimentaire des oiseaux, permettent également le recueil de données chaque fois qu'un dérangement est constaté sur les groupes d'oiseaux (en 1997) ou sur un seul individu (1998 et 1999). Les observations sont obtenues par la méthode des *scans* (comptage avec description des activités) et des focales (suivi précis de toutes les activités sur une période de temps déterminée).

En 1997, le suivi s'est fait à raison d'une journée continue par pentade (BOILEAU et *al.*, 1997) sur le plus grand nombre possible d'oiseaux visibles sur le site (entre 1 et 80 oiseaux). En 1998 et 1999, l'individu a été suivi sur toute la durée de sa halte migratoire sur la réserve soit de 1 à 8 jours pour l'ensemble des oiseaux suivis (pour les détails se reporter à BOILEAU & PLICHON, 2000).

Définitions

On entend ici par dérangement tout comportement inhabituel adopté en réaction à une activité (SMIT & VISSER, 1993 ; PLATTEEUW & HENKENS, 1997). Ces comportements se manifestent de différentes façons selon la distance les séparant de la source de dérangement allant de la vigilance à l'envol progressif de tous les oiseaux (TRIPLET, 1998). Par la suite, et en raison de la difficulté à voir et à analyser l'ensemble des comportements constituant la réponse à un dérangement, seul l'envol, réaction la plus aisée à identifier, sera considéré comme réponse

au dérangement. Cette démarche est celle communément admise par de nombreux auteurs (SMIT & VISSER, *op. cit*; KELLER, 1996; TRIPLET *et al.*, 1998a).

RÉSULTATS

Sources de dérangements

Les résultats présentés en Figure 3 ont été établis, en 1997, sur la base d'observations portant sur 17 groupes d'oiseaux différents, d'effectifs compris entre 1 et 80 individus alors que les données de 1998 et 1999 ont été établies sur la base des observations de 5 et 9 individus respectivement en 1998 et 1999.

Sur les trois années de l'étude, la cause principale de dérangement concerne le passage d'aéronefs (ULM, avions et hélicoptères) à basse altitude (37,1 % des cas d'envols des spatules en moyenne; extrêmes: 21-51 %).

La seconde cause de dérangement (21,2 %) est constituée par la présence de personnes dans le site protégé ou à proximité immédiate: observateur et personnel de la réserve dans le cadre des activités de gestion mais aussi personnes à pied en limite du site.

Les autres sources de dérangement sont: le passage de rapaces, le passage de véhicules sur la route limitrophe de la réserve (à l'est), les activités cynégétiques en limite nord de la réserve (à partir de la mi juillet) et sur tout le pourtour du site (à partir de mi-septembre), le passage de bateaux (à l'ouest du site), le bétail et des causes diverses telles que la présence d'orage, des phénomènes d'agression entre espèces...

Il apparaît une différence interannuelle significative des dérangements entre les années ($\chi_2 = 29,55$; df = 8, $p < 0,001$). Cette significativité est surtout liée à la différence entre 1997 et 1999 (1997-1999, $\chi_2 = 24,6$; df = 4; p = 0,001; 1997-1998: $\chi_2 = 11,9$; df = 4; p = 0,02; 1998-1999 $\chi_2 = 12,4$, df = 4, p = 0,014; les catégories autres, chasse, bétail et bateaux ont été regroupées).

Les envols provoqués par les rapaces varient de 5 à 19 % et de 0 à 18 % pour les véhicules. Le nombre de dérangements lui même varie considérablement: de 1,6 dérangements identifiés par journée à 5,2 dérangements/jour.

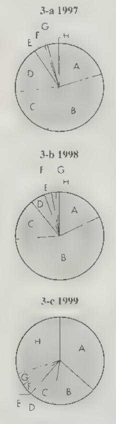


FIG. 3 – Sources de dérangements identifiées de 1997 à 1999 sur la Spatule blanche (exprimé en %).
1997:
N = 74 dérangements pour 17 journées (1 journée = 12 h) de suivi;
1998:
N = 26 pour 16 journées;
1999:
N = 89 pour 17 journées.
A: Aéronefs, *Aircraft*
B: Personnes, *People*
C: Rapaces, *Raptors*
D: Véhicules, *Vehicles*
E: Chasse, *Hunting*
F: Bateaux, *Boats*
G: Bétail, *Cattle*
H: Autres, *Others*

Identified sources of disturbance of Eurasian Spoonbill from 1997 to 1999 (percentage of total). 1997: N = 74 disturbances for 17 days fieldwork (1 day = 12 hours). 1998: N = 26 for 16 days. 1999: N = 89 for 17 days.

Effet des dérangements

Il est évalué par la durée de la réaction (envol) chez les oiseaux suivis en 1998 et 1999.

Les aéronefs ont le plus fort effet sur les oiseaux avec 38,8 minutes de temps d'envol en moyenne (57 % du temps d'envol total) (TAB. I). Le passage de personnes vient en second avec 22 % du temps d'envol total en moyenne sur les deux années. Les autres sources présentent un effet globalement équivalent avec toutefois un nombre de dérangement faible. La durée d'envol par type de dérangement souligne bien l'effet perturbant des aéronefs et des personnes (durée dépassant 1 minute/envol). Les autres valeurs ne sont qu'indicatives car le nombre de dérangements reste faible pour chaque perturbation. Il n'existe pas de différence interannuelle (test SPEARMAN, R = 0,24, p > 0,05) sur les durées totales et les durées moyennes par type de dérangement.

Tableau I – Effet des dérangements, mesuré par la durée d'envol en 1998 et 1999 (en minutes).
Effect of disturbances measured using flight duration (minutes) in 1998 and 1999

	1998		1999		Moyenne 1998-1999	
	Durée totale	Moyenne par envol	Durée totale	Moyenne par envol	Durée totale	Moyenne par envol
Aéronefs	22,5	1,6	53,9	1,5	38,8	1,5
Personnes	7,9	1,9	22,4	1,4	15,1	1,6
Rapaces	0,5	0,5	8,4	1	4,4	0,7
Véhicules	3,6	0,9	0	–	1,8	–
Chasse	1,4	0,7	0	–	0,7	–
Bateaux	1	1	1,4	0,4	1,2	0,7
Bétail	0	–	4,2	1	2,1	
Autres	1,1	1,1	7,7	0,4	4,4	0,7
Total*	38	–	98	–	68	
Moyenne par jour**	2,4	–	5,8	–	4,1	–
Moyenne par envol*	–	1,4	–	1,1		1,2

*Durée d'envol calculée à partir des envols liés à une source de dérangement identifiée
** Avec comme base 1 journée de suivi de 12 heures

Tableau II – Durée moyenne (minutes) des phases de repos et d'alimentation avant et après des dérangements (cumul des données 1998 et 1999 portant sur plusieurs individus).
[illegible] and 1999 (concerning several individuals)

Durée moyenne des phases de repos		Durée moyenne des phases d'alimentation	
Avant dérangement	Après dérangement	Avant dérangement	Après dérangement
15,32 +- 13,67	19,22 + 13,17	8,75 +- 9,15	6,85 +- 7,56
N = 29		N = 15	

La durée d'envol totale (38-98 minutes) équivaut à une durée d'envol par journée variant entre 2,4 et 5,8 minutes. Cela représente 0,3 % et 0,6 % du temps en période diurne, respectivement en 1998 et 1999 (moyenne de la durée du jour au printemps et en automne) et 0,1 % du temps par heure d'alimentation (pris sur la base de 3 heures par période diurne en moyenne). Les envols correspondent souvent à un vol circulaire d'observation de la part des oiseaux dérangés avec un report possible sur d'autres secteurs du site

Effet sur les rythmes d'activité

Il n'existe pas de différence significative (analyse avec variables appariées 2 à 2) dans la durée des phases d'alimentation et de repos avant et après dérangement (Tab. II). Seules les durees correspondant à la même activité avant et après dérangement ont été considérées (avec reprise immédiate de l'activité après le dérangement).

Les différentes sources de dérangements n'ont pas la même fréquence d'apparition au cours de la journée. Ainsi, les derangements dûs aux rapaces se produisent-ils surtout en début de journée (Fig. 4b) ; ce qui correspond principalement à la sortie des Busards des roseaux *Circus aeruginosus* du dortoir situé sur la réserve naturelle et à la recherche active de proies sur le site avant dispersion des oiseaux sur tout le marais. Les dérangements liés aux aéronefs ont été observés surtout en fin de matinée et milieu de journée alors que les derangements liés aux personnes l'ont été toute la journée (équipe de suivi, personnel de la réserve et public en limite du site)

Les rythmes d'activité globaux proposés en Figure 4a montrent que les spatules s'alimentent surtout aux premières et dernières heures du jour,

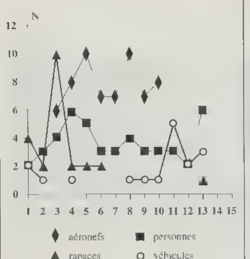


Fig. 4a. Nombre de dérangements journaliers (cumul 1997-1999) par tranche horaire.

Hourly occurrence of the main sources of disturbance (cumulated over the whole study period).

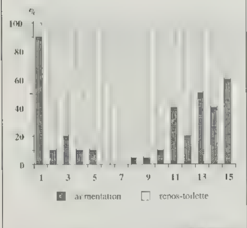


Fig. 4b.– Rythme d'activité des Spatules blanches (cumul), exprimé en pourcentage, de la durée des activités par tranche horaire.
1 : première heure après le lever du soleil,
2 : deuxième heure après le lever du soleil.

Daily activity of Spoonbills (relative duration of each activity).
1 : First hour after sunrise ,
2 : Second hour after sunrise

Tableau III. Taux de capture de proies avant et après dérangement pour un individu (données obtenues d'après Boileau & Pluchon, 1999).

Feeding rate of one Eurasian Spoonbill before and after disturbance (after Boileau & Pluchon, 1999).

N = 15 Septembre 1998	Avant dérangement (proies/minute)	Après dérangement (proies/minute)
Taux de capture moyen	6,8 ± 1,2	5,3 ± 1,7

le reste de la journée étant consacré préférentiellement aux activités de confort (repos et toilette). C'est donc en majorité au cours de leurs activités de confort que les spatules sont le plus dérangées.

Les taux de capture avant et après dérangement ont été obtenus à partir d'un nombre d'observations limité (N = 15) ce qui ne permet pas de mesurer une différence. (Tab. III). La valeur moyenne obtenue après dérangement est cependant inférieure.

DISCUSSION

Les sources de dérangements identifiées sur la Réserve Naturelle de Moeze ont également été notées dans les diverses études effectuées sur l'avifaune en milieu littoral. Le passage d'aéronefs (hélicoptères, avions, ULM...), principal dérangement sur le site de Moeze, est également important sur d'autres sites en France: 25 % des cas de dérangements des spatules en rivière de Pont-l'Abbé (cumul 1993-1997) en hivernage (Tréabol, 1997). En revanche il n'est pas noté pour 122 déplacements (changements de bassin) constatés sur l'espèce dans le Golfe du Morbihan (février-août 1995) (Gélinaud *et al.*, 1995). En Baie de Somme ce dérangement est peu important (Triplet et *al.*, 1998b). Sur d'autres sites côtiers, comme aux Pays-Bas, ce dérangement est le plus important sur plusieurs espèces de limicoles et de laridés dans la Mer des Wadden (synthèse de Smit & Visser, 1993). Ces auteurs analysent également l'impact du type d'appareil (avions à réaction versus hélicoptère) et soulignent l'impact plus fort du passage des hélicoptères, quelle que soit la hauteur de vol de l'appareil (entre 0 et 1000 m).

À Moëze, l'envol des spatules au passage d'un aéronef a été observé dans 60 % des cas de survol (N = 25) en 1997 et dans 41 % des cas (N = 31) en 1998. Ces envols concernaient à 80 % des survols par hélicoptère. KOOLHAAS *et al.* (1993) obtiennent des résultats similaires sur les Bécasseaux maubèche *Calidris canutus* en halte migratoire en mer des Wadden qui montrent une très forte réponse au passage d'un avion même de petite taille et volant haut (> 100 m).

Les sources de dérangement dépendent également beaucoup de la configuration du site ; ainsi le passage de bateaux représente 46 % des dérangements à Pont-l'Abbé (TRÉABOL, *op. cit.*) mais seulement 2,6 % en moyenne dans notre cas (FIG. 3). Les détonations provoquées par les coups de feu représentent pour l'avifaune une source de dérangement importante mais reste limitée à Moëze (4 % des cas en moyenne). Toutefois, si la chasse est absente au printemps lors du passage prénuptial des spatules (mars-mai : BOILEAU *et al.*, 1998), l'ouverture anticipée sur le Domaine Public Maritime à la mi-juillet sur les trois années d'étude ont induit une perturbation très forte par l'impossibilité pour les oiseaux d'accéder à des sites de gagnage proches de la zone chassée (non-fréquentation de près de 80 hectares de milieux favorables sur le domaine protégé). De plus, lors de l'ouverture générale à la mi-septembre, le dérangement provoqué par les détonations en limite du site protégé entraîne chaque année le départ en migration des oiseaux en stationnement (obs. pers.).

La présence d'un observateur sur la réserve pour réaliser cette étude a également généré un nombre important de dérangements, malgré les précautions maximales prises pour observer les oiseaux mais la grande ouverture paysagère du site facilite la détection de toute personne par les spatules. À cette présence, s'ajoute le public en limite du site mais dont la simple vue suffit à faire réagir les oiseaux (obs. pers.). En Baie de Somme, la présence de marcheurs sur la plage concerne près de 60 % des cas de dérangements constatés (TRIPLET *et al.*, *op. cit.*).

Les dérangements naturels que constituent la présence de rapaces (Busard des roseaux en majorité) varient de 5, 4 % à 19 % des cas selon les années (FIG. 3a-c) ce qui reste relativement faible compte tenu du nombre de rapaces présents sur le site toute la journée et de la présence d'un dortoir de quelques dizaines de Busards des roseaux à moins de 100 mètres du lieu de repos privilégié des spatules (grande lagune faiblement saumâtre, détails voir BOILEAU *et al.*, 1997). Toutefois des valeurs de dérangements liées aux rapaces demeurent beaucoup plus importantes chez des espèces plus petites et susceptibles d'être capturées (cas de la Sarcelle d'hiver *Anas crecca* sur le site, FRITZ *et al.*, 2000) ce qui n'est pas le cas de la Spatule blanche. Les envols liés aux rapaces sont avant tout une réaction d'inquiétude ou de panique causée par l'envol de limicoles, d'anatidés ou d'ardéidés (obs. pers.) avec lesquels les spatules partagent les lieux de repos et de gagnage. Chez une espèce comparable (i.e. au nombre limité de prédateurs), la Bernache cravant *Branta bernicla*, RIDDINGTON *et al.* (1996) montrent que les rapaces sont responsables de 20,6 % des envols.

L'effet des dérangements a été évalué par la durée d'envol des spatules consécutivement à un dérangement clairement identifié, ce qui amène à une sous-estimation de l'effet de dérangement car les réactions de vigilance et de déplacement à pied n'ont pas été retenues. Les durées calculées sont donc des estimations minimales de la durée des dérangements. On retrouve un effet très fort du passage des aéronefs qui entraînent les durées d'envol les plus longues (en moyenne, comme en cumul). En 1997, un bilan détaillé sur 191 dérangements observés (tous les envols) au cours de 17 journées avait montré que la réaction des spatules était dans 39 % des cas, de changer d'unité hydraulique, dans 47 % des cas de se poser au même endroit et dans 14 % des cas de quitter la réserve (BOILEAU et *al.*, 1997). La distance d'envol, paramètre utilisé par TRIPLET et *al.*, (1998a) en Baie de Somme comme indicateur des dérangements n'a pas été utilisé ici mais cette valeur est de 300 mètres en moyenne sur le site de Moëze (calcul effectué pour N = 59 dérangements en 1997, en excluant les dérangements provoqués par les aéronefs, données non publiées).

Les données sur les effets des dérangements sur les rythmes d'activité des spatules suivies (TAB. II) ne permettent pas de cerner l'impact des perturbations sur les individus. Peu d'études portant spécifiquement sur cette espèce ont pu mesurer ces effets sur l'efficience alimentaire, les rythmes d'activité ou les budgets énergétiques des individus en

halte migratoire à la différence d'études précises sur les limicoles. De nombreux auteurs (URFI *et al.*, 1996 ; TRIPLET *et al.*, 1999 pour l'Huîtrier pie, BURGER, 1991, 1994 sur les gravelots ; BURGER & GOCHFELD, 1991 sur le Bécasseau sanderling) ont montré que la réponse à des dérangements en phase alimentaire pouvait se traduire par une diminution de la distance d'envol, une augmentation de la vigilance (et donc une diminution du taux d'ingestion), un effet de compensation après dérangement (augmentation de la vitesse d'ingestion) et à un déplacement vers d'autres secteurs de gagnage. Tous ces effets n'ont pu être mis en évidence chez la Spatule blanche à Moëze ; en dehors des déplacements (BOILEAU *et al.*, *op. cit.*) qui font partie intégrante du comportement alimentaire de l'espèce (GELINAUD et *al.*, *op. cit.*). L'augmentation du rythme d'activité alimentaire (augmentation de la durée des phases d'alimentation) n'a pas été constatée de même que l'augmentation du taux de capture des proies après dérangement pour un nombre de données très limité cependant. Il ne faut cependant pas sous-estimer les effets des dérangements au regard des demandes énergétiques nécessaires aux spatules en halte migratoire (KERSTEN, 1995) et compte tenu du nombre de proies ingérées nécessaires (voir BOILEAU & PLICHON, 1999, 2000). Ainsi, FITZPATRICK & BOUCHEZ (1998) ont montré qu'un dérangement de 3 minutes entraînait une perte de 5 % du temps d'alimentation possible par jour pour le Chevalier gambette *Tringa totanus* sur une vasière intertidale en hiver. Sur l'Huîtrier pie, étudié en Baie de Somme, TRIPLET *et al.* (1999) trouvent des temps moyens d'envol correspondant à 0,55 % du temps sur une heure passée en alimentation sur une vasière. Les valeurs obtenues pour les spatules sont nettement en deçà à Moëze (0,1 %). La majorité des dérangements ont été observés au cours des phases de repos des oiseaux (FIG. 4a b) mais l'effet sur les processus métaboliques mis en jeu en phase de repos (constitution des réserves adipeuses) n'est pas évalué. De plus, de grandes différences existent entre les individus (adultes ; subadultes et immatures) en ce qui concerne les stratégies alimentaires (durée de l'alimentation et efficience alimentaire) : (BOILEAU & PLICHON *et al.*, *op. cit.*) ce qui rend difficile l'évaluation des "pertes" énergétiques liées aux envols sur les individus.

CONCLUSION

La sensibilité de la Spatule blanche sur les sites de nidification a été déjà mentionnée par de nombreux auteurs, même pour des dérangements ponctuels (MARION, 1999). En France, comme aux Pays-Bas, les sites de reproduction sont avant tout des espaces à très grande tranquillité (MARION, *op. cit.* VAN DER HUT, 1992). Sur les sites de halte migratoire, où le besoin de tranquillité est tout aussi primordial, les spatules montrent aussi une sensibilité importante, réagissant à tous les types d'activités humaines qui peuvent s'exercer sur ou en périphérie des sites fréquentés, en majorité des réserves naturelles ou de chasse. Les dérangements ont un effet d'autant plus marqué que l'espace protégé est de taille réduite (HILL *et al.*, 1997), surtout pour une espèce ayant de forts besoins énergétiques en migration (KERSTEN, 1995) et exploitant souvent de vastes milieux pour son alimentation. La réduction des sources de perturbation y demeure donc plus que prioritaire dans une perspective de conservation de l'espèce de façon tout aussi importante que les travaux de restauration hydraulique pour favoriser les conditions d'alimentation (BLANCHON *et al.*, 1993). A Moëze, cette réduction passe par une mise en application plus stricte des conditions de survol aérien du site spécifiées dans le décret de création, par la mise en place d'un nouveau schéma d'accueil du public sur les terrains du Conservatoire du Littoral en périphérie du site (CHAMPION, 1999) mais également par une meilleure prise en compte dans le calendrier des activités de gestion de la réserve des périodes de passage de l'espèce. Les activités cynégétiques doivent de plus se conformer aux règlements européens en vigueur concernant les dates d'exercice de la chasse et la mise en place d'une zone tampon en périphérie du site est très souhaitable.

REMERCIEMENTS

Ceux ci vont à P. TRIPLET pour les remarques constructives sur une première version de ce texte, à V. BRETAGNOLLE (CEBC-CNRS Chizé) pour l'aide aux calculs statistiques et à toutes les personnes de l'équipe de la Réserve Naturelle de Moëze-Oléron ayant participé aux suivis et en tout premier lieu à A. PLICHON, F. STOPIN, N. LAMBERT, P. DELAPORTE et S. DALLOYAU. Remerciements aussi à J. SERIOT (LPO) à l'initiative de cette étude.

BIBLIOGRAPHIE

• BLANCHON (J J), DELAPORTE (P) & EGRETEAU (C.) 1993. *Protection et restauration des haltes migratoires pour la Spatule blanche* Rapport technique final Eurosite LPO • BOILEAU (N), DELAPORTE (P) & SERIOT (J) 1997 - Utilisation spatio-temporelle de la réserve naturelle de Moëze-Oléron pour la Spatule blanche *Platalea leucorodia* en escale migratoire. Actes du Colloque Eurosite *"Conservation de la Spatule blanche en Europe"*. Séné, France. • BOILEAU (N.), LAMBERT (N), DELAPORTE (P) & ROBREAU (H) 1998 – Importance de la Charente-Maritime pour la Spatule blanche *Platalea leucorodia*. *Ann Soc Sc. Nat Charente-Maritime*, 8 825-839 • BOILEAU (N) & PLICHON (A) 1999 – Stratégie alimentaire de la Spatule blanche *Platalea leucorodia* en halte migratoire. *Alauda*, 67: 347-348 • BOILEAU (N) & PLICHON (A) 2000. - Stratégie alimentaire de la Spatule blanche *Platalea leucorodia* en halte migratoire *Actes du 3e Colloque Eurosite sur la Spatule blanche* Huelva, Espagne • BURGER (J) 1991 – Foraging behavior and the effect of human disturbance on the Piping Plover (*Charadrius melodus*) *J Coastal Res* , 7, 39-52. • BURGER (J) 1994.– The effect of human disturbance on foraging behavior and habitat use in Piping Plover (*Charadrius melodus*). *Estuaries*, 17· 695-701 • BURGER (J) & GOCHFELD (M) 1991 – Human activities influence and diurnal and nocturnal foraging of Sanderlings (*Calidris alba*) *Condor*, 93: 259-265

• CAYFORD (J) 1993. Wader disturbance : a theoretical overview. *Wader Study Group Bull*, 68: 3-5. • CHAMPION (E) 1999 – *Plan d'aménagement et d'accueil du public sur le site de Plaisance*. Vol I : *Aménagements biologiques et d'accueil* Rapp CEL/LPO. 40 p

• DAVIDSON (N) & ROTHWELL (P.) 1993.– Human disturbance to waterfowl on estuaries · conservation and coastal management implications of current knowledge *Wader Study Group Bull* , 68 97 106

• FITZPATRICK (S) & BOUCHEZ (B) 1998 – Effects of recreational disturbance on the foraging behaviour of waders on a rocky beach *Bird Study*, 45: 157 171. • FRITZ (H), GUILLEMAIN (M) & GUÉRIN (S) 2000. - Changes in the frequency of prospecting fly-over by Marsh Harriers *Circus aeruginosus* in relation to short-term fluctuations in dabbing ducks abundance *Ardea*, 88: 9-16.

• GÉLINAUD (G), ARTEL (J P), BASQUE (R) & DEMONT (B) 1995 Utilisation de l habitat par la Spatule blanche dans le Golfe du Morbihan. Compte rendu du 23e atelier de gestion Eurosite *"La gestion des habitats aquatiques littoraux pour la Spatule blanche en migration et les communautés d'oiseaux associés"*. Rochefort pp. 33-40. • GOSS-CUSTARD (J D.) 1980.– Competition for food and interference among waders. *Ardea*, 68: 31-52

• HILL (D), HOCKIN (D), PRICE (D), TUCKER (G), MORRIS (R) & TREWEEK (J) 1997.– Bird disturbance : improving the quality and utility of disturbance research *J. Appl. Ecol.*, 34: 275-288

• KELLER (V.) 1996 – Effects and management of disturbance of waterbirds by human recreational activities : a review *Gibier Faune Sauvage, Game Wild* , 13· 1039 1047. • KERSTEN (M) 1995.– *The energy requirements of Spoonbills and waders on migration*. Compte rendu du 23e atelier de gestion Eurosite, Rochefort, France. pp 25 32 • KOOLHAAS (A), DEKINGA (A) & PIERSMA (T) 1993 - Disturbance of foraging Knots by aircraft in the Dutch Wadden Sea in August-October 1992. *Wader Study Group Bull* , 68· 20-22

• MADSEN (J.) 1993 – Experimental wildlife reserves in Denmark, a summary of results *Wader Study Group. Bull* , 68: 20-22. • MARION (L.) 1999.– Spatule blanche *Platalea leucorodia* In ROCAMORA (G) & YEATMAN-BERTHELOT (D) *Oiseaux menacés et à surveiller en France Liste rouge et priorités*. S E O F. / L P O pp 114-115

• PLATTEEUW (M) & HENSKENS (J.H.G) 1997.– Possible impacts of disturbance : individuals, carrying capacity and populations. *Wildfowl*, 48 225 236 • POORTER (E.P R) 1982 – Migration et [illegible] des Spatules [illegible] *L'Oiseau et R F O* , 52 305 [illegible]

• RIDDINGTON (R), HASSALL (M), LANE (S J), TURNER (P A.) & WALTERS (R) 1996. The impact of disturbance on behaviour and energy budgets of Brent Geese *Branta b. bernicla*. *Bird Study*, 43: 269-279 • ROCAMORA (G) & MAILLET (N) 1994 – *Suivi des stationnements de Spatules blanches en France au cours d'un cycle annuel*. Min. Env. D N P et LPO/Birdlife. 52 p • ROCAMORA (G) & YEATMAN-BERTHELOT (D) 1999.– *Oiseaux menacés et à surveiller en France Liste rouge et priorités*. S E O F. / L P O 560 p

• SMIT (C J) & VISSER (G J M) 1993.– Effects of disturbance on shorebirds : a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and delta area *Wader Study Group Bull.*, 68. 6 19

• TRÉBAOL (R) 1997.– *La Spatule blanche dans l es*

tuaire de Pont-l'Abbé, Finistère, France Rosquerno Estuaire, 19 p. • TRIPLET (P.) 1998. Activités humaines et dérangements : l'exemple des oiseaux d'eau. Rapport INTERREG II "*Concilier la conservation des milieux naturels et leur ouverture au public*" 15-23. • TRIPLET (P.) & SCHRIKE (V.) 1998. Les facteurs de dérangements des oiseaux d'eau : synthèse bibliographique des études abordant ce thème en France. *Bull Mens. ONC*, 235 : 20-27. • TRIPLET (P.), BACQUET (S.), MORAND (M.E.) & LAHILAIRE (L.) 1998a. La distance d'envol, un indicateur de dérangements : l'exemple de quelques espèces d'oiseaux en milieu estuarien. *Alauda* 66 : 199-206. • TRIPLET (P.), MORAND (M.E.), BACQUET (S.), LAHILAIRE (L.), SUEUR (F.) & FAGOT (C.) 1998b. - Activités humaines et dérangements des oiseaux dans la Réserve Naturelle de la Baie de Somme. *Bull Mens. ONC*, 235 : 8-16. • TRIPLET (P.), BACQUET (S.), LENGIGNON (A.), OGET (E.) & FAGOT (C.) 1999. Effets de dérangements sur l'Huîtrier pie (*Haematopus ostralegus*) en Baie de Somme. *Gibier Faune Sauvage*, 16 : 45-64.

- URFI (A. J.), GOSS-CUSTARD (J.D.) & DURELL (S.E.A.L.V.D.) 1996. The ability of Oystercatchers *Haematopus ostralegus* to compensate for lost feeding time : field studies on individually marked birds. *J. Appl. Ecol.*, 33 : 873-883.
- VAN DER HUT (R.M.G.) 1992. *Biologie en bescherming van de Lepelaar* Platalea leucorodia. Tech. Rapp. Vogelbescherming 6.

 Alauda 69 (3), 2001 : 429-434

SPRING MIGRATION OF COMMON SNIPE *Gallinago gallinago*, IN THE GULF OF GDAŃSK AREA (POLAND)

CENSUS RESULTS AND NOTES ON THE METHODOLOGY

Włodzimierz MEISSNER



Migration prénuptiale de la Bécassine des marais *Gallinago gallinago* dans la région de Gdańsk (Pologne) : résultats des dénombrements et remarques méthodologiques.
L'étude a été réalisée dans six localités de la région du golfe de Gdańsk en Pologne. Tous les milieux favorables aux bécassines ont été parcourus à pied deux fois par période de 5 jours, du 2 mars au 30 mai 2000, les méthodes standard de recensement passif (à l'aide d'un télescope ou de jumelles) conduisant à des sous-estimations sérieuses des effectifs présents.

Les premiers oiseaux ont été observés au début mars, mois au cours duquel on note un petit afflux de migrateurs. Le pic migratoire principal a été enregistré entre le 8 et le 13 avril sur l'ensemble des sites étudiés. On ignore si ce schéma bi-modal est gouverné par des facteurs environnementaux ou s'il reflète effectivement les déplacements de deux populations distinctes ou une migration différentielle de l'espèce selon le sexe. La migration de printemps diminue vers la fin avril. En mai, il n'y a plus de bécassines dans le golfe de Gdańsk, si l'on excepte les quelques nicheurs locaux. Les modalités générales de la migration prénuptiale de la Bécassine des marais ne varient pas sensiblement d'un site à l'autre, si l'on considère l'espace ouest-européen au sens large (Europe centrale comprise). Elle est très rapide, les oiseaux apparaissant au même moment d'un bout à l'autre de ce vaste territoire.

On note que le déroulement de cette migration diffère légèrement d'un site à l'autre selon les conditions locales d'environnement. Les effectifs les plus importants ont été recensés dans des zones offrant une grande diversité de micro-habitats humides et une faible présence humaine. L'espèce arrive plus tôt sur les terrains de gagnage situés dans la vallée de la Vistule que sur les prairies humides côtières de la Baltique. La fonte des neiges intervient plus rapidement dans les vallées des cours d'eau importants que sur le littoral ; leur decrue découvre progressivement de larges étendues de vasières à une époque où la faune invertébrée des prairies littorales encore partiellement gelées n'est pas développée. Ces observations montrent qu'il est important de bien sélectionner les sites d'étude, les conditions d'accueil inégales qu'ils offrent aux oiseaux étant susceptibles de fausser la perception du phénomène migratoire.

Mots clés : Bécassine des marais, Migration prénuptiale, Phénologie de la migration, Pologne.
Key words : Common Snipe, Spring migration, Migration dynamics, Gulf of Gdańsk, Poland.

---

*Dept. of Vertebrate Ecology & Zoology, University of Gdansk, Al. Legionów 9, 80 441 Gdansk, Poland (biowm@univ.gda.pl)

INTRODUCTION

Migratory waders travel across Eastern Europe much faster in the spring than in the autumn (Glutz von Blotzheim *et al.*, 1975). Therefore, in the spring, numbers of waders at stopover sites change rapidly so in order to study their migration phenology, recording events need to be more frequent than in the autumn (Meissner, 2000). The standard method for recording waders (using binoculars and telescope) is not appropriate for snipes due to difficulties in spotting them on the ground, caused by the species' secretive habits and cryptic plumage, leading to significant underestimate of numbers present (Meissner & Włodarczak, 1998, Meissner 2000). Previous studies have used the average number of birds present per month, fortnight or ten-day period to describe the phenology of spring migration (e.g. Bruch & Löschau, 1971; Pannach, 1992, Olioso, 1994-1995). But this only provided a rough estimate of migrating periods. Other, more detailed, long-term surveys at Mechelinki and Drewnica (Meissner & Włodarczak, 1998, Wójcik *et al.*, 1999) have shown variation between years and between sites in spring migration phenology. However as these surveys were carried out over different period of time, any direct comparison of their results is questionable.

The main aim of this study was to highlight the variability of Common Snipe spring migration phenology at neighbouring sites surveyed during the same period of time.

MATERIAL AND METHODS

Six sites were monitored twice per five-day period from the 2nd of March to the 30th of May 2000; it was not possible to survey all sites on the same day. Five sites were located in salt meadows on the Gulf of Gdańsk coast. The sixth, Drewnica, was found on the right bank of the Vistula River (Fig. 1). Only three sites held significant numbers of snipes during the study period (Tab. I). Within each site all habitat suitable for snipe was patrolled. This was necessary to get a good estimate of the number of birds present as snipe is a well camouflaged species with a very low take off distance (3-5 m from a walking human, Meissner, 2000).

RESULTS

The number of recording events was the same for each studied site; so in order to compare the numbers of snipes using each of the sites, we added up all the birds recorded during all recording event for each site (Tab. I). Only three sites held significant numbers of the species: Drewnica (DR), Mechelinki (ME) and near the mouth of the Reda River (RM).

Spring migration phenology differed slightly between sites (Fig. 2). The first migrants were recorded in early March, with larger numbers arriving two to three weeks later. The first, smaller, peak was noted at the end of March. This peak was more marked at Drewnica (DR) than at Mechelinki

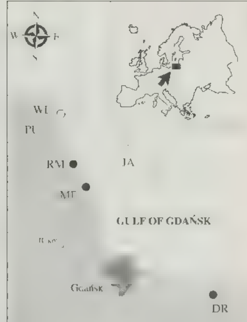
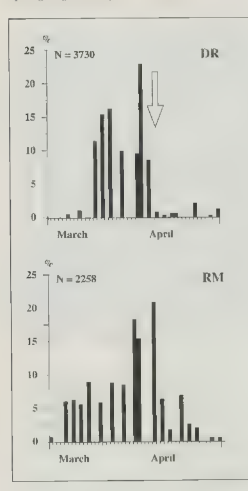


Fig. 1 – Location of surveyed sites. Black dots indicate place at which Common Snipe was abundant. JA – Jastarnia, WL – Władysławowo Meadows, PU – Puckie Meadows, RM – Reda Mouth, ME – Mechelinki Meadows, DR - Drewnica.

Localisation des sites d'observation. Les ronds noirs indiquent l'emplacement des stationnements importants de Bécassine des marais.



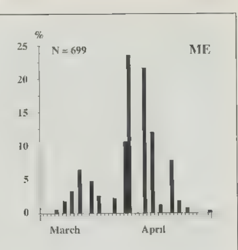


Fig. 2 – Common Snipe migration phenology during spring 2000 at three sites located along the Gulf of Gdansk coast. The total number of birds recorded in each site by recording period is given. The arrow indicates the beginning of flood in lower Vistula valley.

Repartition des effectifs de Becassine des marais en migration prénuptiale sur trois sites du littoral du golfe de Gdansk. Le nombre total d'oiseaux observés sur chaque site est indiqué. La flèche signale le debut de la crue dans la basse vallee de la Vistule.

Table I – Total number of Common Snipes recorded and highest count (with date) for each site over the study period

Total et nombre quotidien maximum de Becassine des marais observées dans une zone donnée sur l'ensemble de la période étudiée

Area	Total number	Maximum daily number
Drewnica	3730	850 (10th April)
Reda Mouth	2258	367 (13th April)
Mechelinki	699	139 (13th April)
Jastarnia	262	38 (9th April)
Puckie Meadows	150	96 (4th April)
Władysławowo Meadows	0	

(ME) whereas numbers remained stable from mid-March to mid April at the mouth of the Reda. The main peak in migrant birds was recorded later, between the 8th and the 13th of April. Numbers declined sharply at the end of April with only a few breeding pairs remaining at the mouth of the Reda (RM) in May. The earlier median migration date from Drewnica (DR) was explained by the larger number of individuals recorded during the first peak than at Mechelinki (ME) and the mouth of the Reda (RM) (Fig. 3). Migration of Common Snipe seemed to be shorter at Drewnica (DR) than at the other two sites: 90% of birds went through in 14 days whereas it took 32 and 41 days at the mouth of the Reda (RM) and Mechelinki (ME) respectively

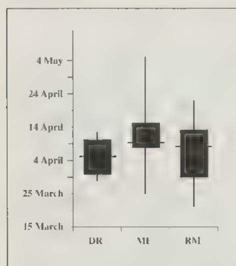


FIG. 3 – Boxplot summarising Common Snipe spring migration at three sites. DR Drewnica, ME – Mechelinki Meadows, RM Reda Mouth. Horizontal line - median date rectangle - 25% and 75%, error bars- 5% and 95% of migrants' number

Evolution comparée de la migration postnuptiale de la Becassine des marais sur trois sites

DISCUSSION

The higher numbers were recorded at sites with high diversity of microhabitats. In salt meadows the majority of snipes were found in areas were the ground had been disturbed by Wild Board (*Sus scrofa*) or harvesters. At Drewnica where the habitat is enriched by annual floods of the Vistula River and by fertilisation of arable land, this site also holds 100-200 cattle. In Władysławowo Meadows (WL), where no Common Snipes were recorded, the site is very dry due to a deep drainage system. The peat soil was extremely compact and high levels of hydrogen sulphide found near the surface made for inhospitable conditions for invertebrates. The Puckie Meadows site (PU) is located between busy roads and the town of Puck The small numbers of snipes recorded can be explained by the relative dryness of the grasslands and the high incidence of human disturbance Reed beds mostly cover the small wetland near Jastarnia (JA) and, although wild boards are abundant, there is little snipe habitat

Snipes were recorded earlier at sites near large rivers than those in coastal wet grassland (WÓJCIK *et al.*, 1999). This is easily explained by the earlier meltdown in large river valleys where retreating water expose large extents of mud At that time coastal meadows are still partially frozen, and invertebrate fauna has not developed yet (WÓJCIK *et al.*, 1999). The difference in migration phenology recorded between Drewnica and Mechelinki meadows has already been described (MEISSNER & WŁODARCZAK, 1998, WÓJCIK *et al.*, 1999) The effect of local environmental conditions on snipe numbers has been recorded elsewhere (REICHHOLF, 1972), and might be one of the major factors explaining between season variations recorded in long-term studies of snipe migration (OAG MUNSTER 1994, MEISSNER & WŁODARCZAK, 1998). This highlight the importance of site selection when studying snipe migration as results might vary between closely located sites

The overall spring migration phenology of Common Snipe does not vary between sites in southern and northern Poland (MEISSNER & WŁODARCZAK, 1998), Germany (BRAUN, 1977, TEICHMANN & CONRAD, 1984, BEITZ 1985, PANNACH, 1992) and the Czech Republic (FIALA, 1991). Comparison of mean migration dates at numerous sites in Western Europe revealed a slight shift in migration dates from South to North and West to East (OAG MUNSTER, 1994). This indicates that the spring migration of this species is very fast and that large numbers of individuals are found over a large area at the same time. The shorter spring migration time recorded at Drewnica was caused by floods of the lower Vistula Valley in the second half of April 2000. Almost all suitable feeding sites for waders were flooded and remained under water until the end of the snipe's migration period.

In previous studies, as was the case at Drewnica, two separate migration peaks in the spring were recorded (FIALA, 1991; PANNACH, 1992, WÓJCIK *et al*, 1999) In long-term studies this might be a result of averaging, when the successive migrations peak at different date. However, at Dewnica two distinct migration waves were



A C Zwaga

recorded within the same season during our study and as well as in an earlier study (Wójcik *et al.*, 1999). It is not clear whether this migration pattern is caused by environmental factors or results from different population migrating at different dates. Rouxel (2000) has shown that males Common Snipe reach their breeding grounds before females; this could partially explain why two different waves of migrating snipes are recorded in the spring.

Variations in the number of migrating waders recorded from one day to the next are much more important in the spring than in the autumn (Glutz von Blotzheim *et al.*, 1975). The differences in snipe numbers from one count to the next was rather small and cannot explain the discrepancies recorded among sites.

ACKNOWLEDGEMENTS

Many thanks to all those who helped collecting the data in the field, especially to M. Ściborski, C. Wójcik, P. Rydzkowski and P. Zięcik, who undertook many field visits. Migratory Birds of the Western Palearctic (OMPO) funded the study in the spring of 2000 and Alexandre Czajkowski made useful comments on earlier version of the manuscript. This is paper no 83 of the Waterbird Research Group KULING.

REFERENCES

• Blitz (W.) 1985.– Über den Durchzug der Limikolen am Malliner See, Kreis Waren (1957 bis 1982). *Orn. Rundbrief Meckl.*, 28: 29-36. • Braun (H.-G.) 1977.– Auftreten und Durchzug der Bekassine (*Gallinago gallinago*), Doppelschnepfe (*Gallinago media*) und Zwergschnepfe (*Lymnocryptes minimus*) auf Helgoland. *Orn. Mitt.*, 29: 205-208. • Bruch (A.) & Löschau (M.) 1971.– Zum Vorkommen der Limikolen im Berliner Raum (II.). *Orn. Mitt.*, 23: 185-200.

• Fiala (V.) 1991.– Der Durchzug der Watvögel (*Limicolae*) im Teichgebiet von Náměšť n. Osl. und seine Veränderungen 1957-1990. *Folia Zoologica*, 40: 351-366.

• Glutz von Blotzheim (U. N.), Bauer (K. M.) & Bezzel (E.) 1975.– *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, 6. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.

• KROYMANN (B.) 1968. Der Durchzug der Schnepfen (*Gallinago, Lymnocryptes, Scolopax*) im Kreis Tubingen. *Vogelwelt*, 89: 81-101
• MEISSNER (W.) 2000.– Long-term ringing data on snipes in the coastal region of Poland. Methods, preliminary results and the overview of the planned survey. *OMPO Newsletter*, 21: 63-71. • MEISSNER (W.) & SIKORA (A.) 1995.– Wiosenna i jesienna migracja siewkowców na Półwyspie Helskim. *Not. Orn.*, 36: 205-239. • MEISSNER (W.) & WŁODARCZAK (A.) 1998. Wiosenna migracja siewkowców *Charadrii* na terenie projektowanego rezerwatu "Rzeczne Łąki" nad Zatoką Pucką. *Not. Orn.*, 39: 219-229
• O.A.G MÜNSTER 1994. Aspects of spring migration of some wader species in inland Europe. *Wader Study Group Bull.* 73: 62-71. • OLIOSO (G.) 1994-1995.– Les oiseaux limicoles de passage en Vaucluse. *Bull. Soc. Et. Sci. Nat. Vaucluse*, 1994-1995: 29-39
• PANNACH (G.) 1992. Phänologische Untersuchungen des Limikolenzuges 1979 bis 1991 in den Braunschweiger Rieselfeldern. *Braunschw. naturkdl. Schr.*, 4: 27-57.
• REICHHOLF (J.) 1972. Der Durchzug der Bekassine (*Gallinago gallinago*) an den Stauseen am Unteren Inn. *Anz. Orn. Ges. Bayern*, 11: 139-63. • ROUXEL (R.) 2000.– *Snipes of the Western Palearctic*. OMPO, Eveil Nature, Saint Yrieix sur Charente.
• TEICHMANN (A.) & CONRAD (U.) 1984. Zum Limikolenzug am südlichen Greifswalder Bodden auf der Grundlage von Planbeobachtungen. *Orn. Rundbrief Meckl.*, 27: 8-35
• WÓJCIK (C.), RYDZKOWSKI (P.) & ŚCIBORSKI (M.) 1999.– The spring migration of waders (*Charadrii*) in the lower Vistula valley. *Ring*, 21: 79-90

TRIBUNES

NOTE 3455 : OBSERVATION DE BRUANTS ORTOLANS *Emberiza hortulana* HIVERNANT EN MOYENNE-GUINÉE

Suite à la note de B. TROLLIET & M. FOUQUET (*Alauda*, 2001, 69 : 327-328), deux de nos lecteurs, U. GLUTZ von BLOTZHEIM et R.J. DOWSETT nous ont fait remarquer que l'espèce avait été déjà citée dans cette région d'Afrique, par plusieurs auteurs : *in Malimbus*, 1998, 10 : 171 ; *in* JARRY (G.) 1993. *Bull. liaison CRBPO*, 22 ; *in* GLUTZ VON BLOTZHEIM (U.) 1997. *Handbuch der Vogel Mitteleuropas*, 14 (III) : 1599 & *in* DOWSETT 1993. Afrotropical avifaunas : annoted country checklists. *Tauraco Res. Rep.*, 5 : 1-322.

Le Comité de Rédaction de notre revue remercie très vivement nos collègues pour ces informations complémentaires.

CORRIGENDUM : LA CIGOGNE NOIRE *Ciconia nigra* EN CÔTE D'IVOIRE

Dans la recension du livre JADOUL (2000). *La migration des Cigognes noires* publiée dans *Alauda* (2001, 69 : 342), J. M. THIOLLAY indique que la mention de l'espèce en Côte d'Ivoire est nouvelle pour le pays. En fait, l'espèce était déjà connue (DOWSETT, 1993) d'après les observations de WALSH (1991). Depuis SALEWSKI *et al.* (2000) ont mentionné des données plus récentes. **Bibliographie** : DOWSETT (R.J.) 1993.– Afrotropical avifaunas : annotated country lists. *Tauraco Resp. Rep.*, 5 : 1-322. SALEWSKI (V.), BOBEK (M.), PESKE (L.) & POJER (F.) 2000. Status of the Black Stork *Ciconia nigra* in Ivory Coast. *Malimbus*, 22 : 92-93. WALSH (J.F.) 1991. On the occurence of the Black Stork *Ciconia nigra* in West Africa. *Bull. Brit. Orn. Club*, 111 : 209-215.

R.J. DOWSETT, 12 rue des Lavandes, F-34190 Ganges (Dowsett@aol.com)

Alauda 69 (3), 2001: 435-456

BIBLIOGRAPHIE D'ORNITHOLOGIE FRANÇAISE MÉTROPOLITAINE : ANNÉE 1998

Pierre Nicolau-Guillaumet*, Évelyne Brémond-Hoslet et Michel Cuisin

*Bibliothèque SEOF Muséum National d'Histoire Naturelle 55 rue Buffon F-75005 Paris (seof@mnhn.fr)

I. REVUES

A.O.M.S.L. *(A.O.M.S.L./Centrale ornithologique de Saône-et-Loire "Les Fondrys" F 71240 MONTCEAUX RAGNY)*

1998, T. 98, N° 3.– Observations. Ph. GAYET pp. 3-6.

ACTA OECOLOGICA *(École Normale Supérieure Laboratoire d'Écologie, 46, rue d'Ulm, F 75230 PARIS cedex 05)*

1998, Vol. 19, N° 1 – Nest predation, temporal and spatial breeding strategy in the Woodchat Shrike *Lanius senator* in Mediterranean France. A. BECHET, P. ISENMANN ET R. GAUDIN pp. 81-87

N° 3.– Functional analysis of the newly established plants, induced by nesting gulls on Riou archipelago (Marseille, France). E. VIDAL, F. MÉDAIL, T. TATONI, P. VIDAL ET P. ROCHE pp. 241-250

ALAUDA *(Société d'Études Ornithologiques de France, Muséum National d'Histoire Naturelle Laboratoire d'Écologie, 4, avenue du Petit Château, F 91800 BRUNOY)*

1998, T. 66, Nouvelle série, N° 1 – Le Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* nicheur en France continentale, écologie, dynamique et conservation. J. M. THIOLLAY ET R. WAHL. pp. 1-12

Statut hivernal de l'Oie des moissons *Anser fabalis* en Alsace. C. DRONNEAU. pp. 25-38.

Migration strategies of an adult Short-toed Eagle *Circaetus gallicus* tracked by satellite. B. U. MEYBURG, C. MEYBURG ET J. C. BARBRAUD. pp. 39-48

Un poussin de Mouette mélanocéphale *Larus melanocephalus* élevé au sein d'une nichée de Mouette rieuse *Larus ridibundus*. J. D. LEBRETON, P. DEFOS DU RAU et N. SADOUL. pp. 61-62

Altitudes maximales de nidification de quatre espèces méditerranéennes en Principauté d'Andorre (Pyrénées) et ses environs. A. CLAMENS et J. ARGELICH BARO pp. 63-64

Sur les types des taxons *Larus Audouinii* (*Laridae*) et *Phalacrocorax Desmarestii* (*Phalacrocoracidae*) décrits par Charles Payraudeau (1826). J.-F. VOISIN, J. VIMPERE et P. YÉSOU. pp. 64-66

Conures veuves *Myopsitta monachus* nidificatrices dans le Sud Ouest de la France. C. ADDE. pp. 66-67

Quelques données sur la reproduction du Gobemouche noir *Ficedula hypoleuca* en forêt de Fontainebleau. J. COMOLET-TIRMAN. pp. 67-68

N° 2.– Dénombrement de mâles chanteurs de Butors étoilés *Botaurus stellaris* en Camargue en 1996. Y. KAYSER, H. HAFNER ET G. MASSEZ. pp. 97-102

La biologie du Pipit maritime *Anthus petrosus petrosus* Montagu en Bretagne. Calendrier biologique annuel. J. GAROCHE, A. SOHIER et E. LE GRALL. pp. 103-116.

Un cas d'hivernage du Crabier chevelu *Ardeola ralloides* en Corse. G. BONACCORSI et B. RECORBET. p. 112

Occupation de l'espace et phénologie de la reproduction des colonies normandes de Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo*. G. DEBOUT. pp. 117-126

Une importante colonie de Goélands cendrés *Larus canus* découverte en banlieue lilloise (Nord). D. GALLETZ et J. VAN ES. pp. 127-130

L'expansion du Pic noir *Dryocopus martius* (L.) en France n'a pas encore pris fin. M. CUISIN. pp. 131-134

Bibliographie d'Ornithologie Française Métropolitaine, Année 1995. E. BRÉMOND-HOSLET, M. CUISIN et P. NICOLAU-GUILLAUMET. pp. 135-163

Un nid de Cincle plongeur *Cinclus cinclus* dans une grotte. E. BOITIER. p. 164

Un Grand-duc d'Europe *Bubo bubo* amputé d'une aile nidifie avec succès. P. et F. DEFONTAINES. pp. 164-166.

Alimentation d'un Chevalier arlequin *Tringa erythropus* hivernant. C. KERBIRIOU. pp. 166-167.

La nidification du Corbeau freux *Corvus frugilegus* près d'Aix-en-Provence (Bouches-du-Rhône). G. CHEYLAN. p. 167

Commensalisme de trois espèces d'Ardéidés vis-à-vis du Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo*. F. SIEUR. p. 168

N° 3 – Densité et facteurs de répartition du Cincle plongeur *Cinclus cinclus* dans le pays des Couzes (Puy-de-Dôme). E. BOITIER. pp. 185-194

La distance d'envol, un indicateur de dérangements : l'exemple de quelques oiseaux en milieu estuarien P. TRIPLET, S. BACQUET, M. E. MORAND et L. LAHLAIRE; pp. 199-206.

Données préliminaires sur les Circaètes Jean le Blanc *Circaetus gallicus* de Haute-Loire. B. JOUBERT. pp. 207-220.

Habitat du Héron pourpré *Ardea purpurea* sur les étangs de pisciculture en France. J. BROYER, P. VARAGNAT, G. CONSTANT et P. CARON. pp. 221-228.

Nidification du Hibou des marais *Asio flammeus* en plaine céréalière intensive. T. de CORNULIER *et al.* pp. 229-234.

Un comportement atypique chez la Pie-grièche rousse *Lanius senator badius* : l'utilisation des ailes lors de la chasse. G. BONACCORSI. p. 257.

N° 4 – Les migrations du Faucon kobez *Falco vespertinus* en Corse. T. ROSSI et G. BONACCORSI. pp. 279-282.

L'hybridation Hirondelle rustique *Hirundo rustica* x Hirondelle de fenêtre *Delichon urbica*. Mythe ou réalité ? P. NICOLAU-GUILLAUMET. pp. 283-297.

La nidification du Busard des roseaux *Circus a. aeruginosus* en Charente-Maritime (France). Analyse des données en fonction de l'âge des oiseaux nicheurs. C. BAVOUX, G. BURNELEAU et M. PICARD. pp. 299-305.

Nidification arboricole du Grand Corbeau *Corvus corax* dans la Réserve Naturelle de Biguglia en Corse. J.-P. CANTERA. pp. 320-321.

Note sur une densité remarquable de Faucons crécerelles *Falco tinnunculus* nicheurs. N. BOILEAU. pp. 323-324.

— ANNALES DE LA SOCIÉTÉ DES SCIENCES NATURELLES DE LA CHARENTE-MARITIME *(Société des Sciences Naturelles de la Charente-Maritime. Muséum d'Histoire Naturelle, F-17000 LA ROCHELLE).*

1998, Vol. VIII, Fasc. 7 – Importance de la Charente-Maritime pour la Spatule blanche *Platalea leucorodia*. N. BOILEAU, P. DELAPORTE, N. LAMBERT et H. ROBREAU. pp. 825-839.

— ANNALES SCIENTIFIQUES DE LA RÉSERVE DE LA BIOSPHÈRE DES VOSGES DU NORD *(Parc Naturel Regional des Vosges du Nord, Maison du Parc, F-67290 LA PETITE PIERRE).*

1997-1998, Tome 6 – Gestion écologique des friches humides (Dambach et Baerenthal) par les bovidés rustiques (Highland Cattle) : impact sur l'avifaune nicheuse. Y. MULLER. pp. 37-48.

Dénombrement de rapaces diurnes dans la partie sud de la Réserve de Biosphère des Vosges du Nord. V. DOMBROVSKI. pp. 95-112.

La Pie-grièche à tête rousse (*Lanius senator*) dans la Réserve de Biosphère des Vosges du Nord. V. DOMBROVSKI. pp. 113-120.

— ANTHROPOZOOLOGICA *(L'Homme et l'Animal, Société de recherche interdisciplinaire. Laboratoire d'Anatomie comparée, M.N.H.N. 55, rue Buffon, F-75005 PARIS).*

1998, N° 28 - Études archéozoologique et taphonomique des Lagopèdes des saules de la grotte magdalénienne des Églises (Ariège). V. LAROULANDIE. pp. 45-54.

— ARDEA *(Nederlandse Ornithologische Unie. Instituut voor Taxonomische Zoologie. Zoologisch Museum. Postbus 4766, 1009 AT AMSTERDAM, Pays-Bas).*

1998, Vol. 86, N° 1 – Diet and foraging behaviour of the British Storm Petrel *Hydrobates pelagicus* in the Bay of Biscay during summer. J. D'ELBÉE et G. HEMERY. pp. 1-10.

— AR VRAN *(Groupe Ornithologique Breton, B.P. 38, F-29281 BREST).*

1998, Vol. 9, N° 1 – Reproduction rapprochée de rapaces, Étude de quelques situations bretonnes. D. CLEC'H. pp. 2-7.

Synthèse des observations ornithologiques bretonnes entre le 16/7/1993 et 15/7/1994. 1ère partie. J. MAOUT. pp. 8-60.

Régime alimentaire du Tournepierre à collier (*Arenaria interpres*) à Ouessant et en baie de Goulven. Ch. KERBIRIOU et I. LE VIOL. pp. 61-77.

N° 2.– Synthèse des observations ornithologiques bretonnes entre le 16/7/1993 et 15/7/1994. 2e partie. J. MAOUT. pp. 79-120.

De l'importance de la laisse de mer pour l'alimentation de quelques espèces. Cas d'une population hivernale de *Coelopa frigida*. pp. 121-123 bis.

Labbes parasites *Stercorarius parasiticus* et Océanites tempête *Hydrobates pelagicus* en estuaire de Vilaine. J.-M. GILLIER. pp. 124-130.

Un hivernage complet d'Échasse blanche *Himantopus himantopus* dans le Morbihan. J. CORBIERE et G. DERIAN. pp. 131-134.

— AR VRAN - MORBIHAN *(Groupe Ornithologique Breton, B.P. 38, F-29281 BREST).*

1998, N° 14.– Observations ornithologiques du Morbihan pour la période : 16 novembre 1996 au 15 mars 1997. G. DERIAN *et al.* pp. 4-34.

Observation d'un Traquet du désert (*Oenanthe deserti*). J. L. LEMONNIER. pp. 35-36.

Chronologie d'une reproduction de Grèbe huppé (*Podiceps cristatus*) aux étangs de Saint-Adrien/Saint-Barthelémy. F. et J.-L. LEMONNIER. pp. 37-38.

N° 15.– Actualités ornithologiques du Morbihan pour la période: 16 mars 1997 à 15 novembre 1997. G DÉRIAN *et al* pp. 4-39
Suivi de la reproduction des Vanneaux huppés, Dunes de Sainte-Barbe, Plouharnel (56), printemps 1997. F. et J.-L. LEMONNIER. pp. 40-43
Suivi de la reproduction des Vanneaux huppés et Chevaliers gambettes, étier d'Ambon (56), printemps 1997. L. HAMET et F. URVOAZ. pp. 44-45
Comptages d oiseaux d'eau en rivière de Pénerf, Hiver 1997 1998. J.-L. LEMONNIER. pp. 46-49
Recherche de l'avifaune nicheuse de la forêt de Camors. Printemps 1998. G. DÉRIAN pp. 50-52
Observation d'une Bergeronnette citrine (*Motacilla citreola*) sur l'Île Téviec, presqu'île de Quiberon. S. PROVOST pp. 53-54
Wetlands International Dénombrement des oiseaux d'eau -Morbihan Mi janvier 1998 Coord R. MAHÉO. p. 55-57

— ***ARVE LEMAN SAVOIE NATURE*** *(Arve Léman Savoie Nature, Château des Rubins F 74700 SALLANCHES)*

1998, N° 82.– Dernières nouvelles des gypaètes. APLGE Le Reposoir pp. 32 et suiv

— ***THE AUK*** *(The American Ornithologist's Union Department of Zoology, Sutton Hall, 625 Elm Avenue. University of Oklahoma, NORMAN, Oklahoma 73019, USA).*

1998, Vol. 115, N° 1 – Re-evaluation of adult survival of Black-headed Gull (*Larus ridibundus*) in presence of recapture heterogeneity. A.-C. PRÉVOT JULLIARD, J. D. LEBRETON et R. PRADEL. pp. 85-95

N° 2 – Natal Philopatry and Close Inbreeding in Cory's Shearwater (*Calonectris diomedea*). C. RABOUAM, J.-C. THIBAULT et V. BRETAGNOLLE. pp. 483-486

AUX ECHOS DU C.O. GARD ***Feuille de liaison*** *(Centre ornithologique du Gard, Centre André Malraux Avenue De Lattre De Tassigny F 30000 NIMES)*

1998, N° 62 Quelques obs D. DELSOL *et al*. pp. 15-16

— ***AVES*** *(Société d études ornithologiques, Maison Liégeoise de l Environnement, rue de la Régence, 36, B 4000 LIEGE, Belgique).*

1998, Vol. 35, N° 2.– Tendances récentes des populations de Pigeons ramiers (*Columba palumbus*) transpyrénéens C. VANSTEENWEGEN et A. JEAN pp. 103-108

AVES Contact *(Société d'Études Ornithologiques Aves, Maison liegeoise de l'Environnement, rue de la Regence, 36. B 4000 LIEGE (Belgique).*

N° 3.– Le Pouillot véloce espagnol: un passionnant problème de taxonomie E. CLOTUCHE pp. 24-26

— ***AVIFAUNE PICARDE*** *(Groupe Ornithologique Picard 9, rue du Champ Neuf, Le Bout des Crocs, F 80120 SAINT QUENTIN EN TOURMONT)*

1998, Vol. 5 – Synthèse ornithologique picarde 1991 F SUEUR pp. 1-48
Actes ornithologiques 1994 de la Réserve Naturelle de la baie de Somme. F. SUEUR pp. 49-74.
Chronique ornithologique du Hâble d'Ault (Somme) année 1997. P. TRIPLET, J. C. ROBERT, F. SUEUR et F. VIOLET pp. 75-90
Actes ornithologiques 1997 de la réserve Authie-Somme F. SUEUR pp. 91-96
Contrôle dans la Réserve Naturelle de la baie de Somme d une Spatule blanche *Platalea leucorodia* née en France F. VIOLET pp. 97-98
Anomalie pigmentaire d'un Tadorne de Belon *Tadorna tadorna* F. SUEUR p. 99
Mentions récentes de Sarcelle à bec jaune *Anas flavirostris* sur le littoral picard F. SUEUR. p. 100
Les effectifs de Vanneaux huppés *Vanellus vanellus* en Plaine Maritime Picarde en 1998 A. LENCIGNON, S. BACQUET et P. TRIPLET. p. 101
Première observation du Martinet à ventre blanc *Apus melba* dans la Somme. J. BELLARD et J.-C. ROBERT p. 102
Première observation du Pouillot brun *Phylloscopus fuscatus* en Picardie et France septentrionale. J.-C. ROBERT et J. BELLARD. pp. 103-104
Nidification de la Corneille noire *Corvus corone* sur un pylône EDF dans la Somme. J. C. ROBERT et J. BELLARD. p. 105-106
Un curieux site de nidification chez l'Hirondelle rustique *Hirundo rustica*. J.-C. ROBERT p. 107
Le Roselin cramoisi *Carpodacus erythrinus* dans la Somme. J.-C. ROBERT p. 108

Vol. 6.– Synthèse ornithologique picarde 1992 F. SUEUR pp. 1-49
Observation d'un Océanite culblanc *Oceanodroma leucorhoa* en baie de Somme F. VIOLET p. 50
Actes ornithologiques 1995 de la Réserve Naturelle de la baie de Somme F. SUEUR, P. CARRUETTE et P. TRIPLET pp. 51-74.
Evolution de l'ensablement de la baie de Somme et avenir des stationnements de quelques Anatidés et Limicoles F. SUEUR et P. TRIPLET pp. 75-88
Etude 1998 de la nidification du Fulmar boréal *Fulmarus glacialis* sur les falaises picardes F. VIOLET pp. 89-95
Mue tardive d'un Pluvier doré *Pluvialis apricaria* F. VIOLET p. 96
Recensement partiel 1998 des oiseaux nicheurs et non nicheurs des falaises picardes F. VIOLET pp. 97-102
Statut reproducteur, migratoire et hivernal de la Mouette

mélanocéphale *Larus melanocephalus* en Picardie P. CARRUETTE, J. DUFOUR et F. SUEUR. pp. 103-108
Les hôtes des nichoirs à Traquet motteux *Oenanthe oenanthe*. J.-C. ROBERT. 109-112
Dans l'intimité de l'Engoulevent d'Europe, *Caprimulgus europaeus*. J.-C. ROBERT et J. BELLARD. pp. 113-115
Expansion écologique de la Gorgebleue à miroir *Luscinia svecica* dans le Marquenterre. F. SUEUR. pp. 116-118
Goélands pontiques *Larus cachinnans ponticus* et Goélands leucophées *Larus cachinnans michahellis* sur le littoral picard. F. SUEUR. pp. 119-121.

— ***L'AVOCETTE*** *(Centrale Ornithologique Picarde, 43, chemin de halage, F-80000 AMIENS)*

1997, Vol. 21, N° 3-4 *(errore 1-2)*. – Synthèse des observations ornithologiques de 1995 en Picardie. O. BARDET *et al.* pp. 27-63
Sites suivis en 1995 dans l'Aisne, l'Oise et la Somme. pp. 64-107
Parcours échantillons dans l'Aisne et la Somme. pp. 108-115

1998, Vol. 22, N° 1-2 – Première synthèse sur l'intérêt ornithologique de la station d'épuration des eaux usées de Quend et Fort Mahon, communes littorales de Picardie (Somme). T. RIGAUX. pp. 2-9
Données sur le régime alimentaire du Guêpier d'Europe *Merops apiaster* dans l'Aisne. P. MORONVALLE. pp. 10-11
Recensement des Chouettes effraies *Tyto alba* dans 174 églises prospectées en Picardie pendant l'été 1996. R. LEGRAND. pp. 12-19
Résultat du S.T.O.C. en Picardie. X. COMMECY. pp. 20-23
Suivi de plusieurs générations de Merles noirs *Turdus merula* albinos. Y. LECOMTE. p. 24.
Les oiseaux et les akènes. Y. LECOMTE. p. 25

N° 3-4. – Synthèse des observations ornithologiques de 1996 en Picardie. Picardie Nature. pp. 27-122
Recensement des rapaces diurnes nicheurs dans le Sud-Est amiénois, Somme, année 1996. X. COMMECY. pp. 123-124

— ***LE BIÈVRE*** *(Centre Ornithologique Rhône-Alpes, Maison Rhodanienne de l'Environnement 32, rue Sainte Hélène F-69002 LYON)*.

1998, Tome 15 – Compte-rendu ornithologique de l'automne 1991 à l'été 1992 dans la région Rhône-Alpes. A. BERNARD et A. RENAUDIER. pp. 39-70
Rapport du Comité d'homologation régional. Les espèces homologuées en région Rhône-Alpes en 1992. A. BERNARD et A. RENAUDIER. pp. 71-76.
Rapport du Comité d'homologation régional. Les espèces homologuées en région Rhône-Alpes en 1993. A. BERNARD et A. RENAUDIER. pp. 77-82
Première preuve de reproduction du Tadorne de Belon *Tadorna tadorna* en région Rhône-Alpes. A. BERNARD et P. CROUZIER. pp. 83-84
Capture d'un probable hybride de Moineau friquet *Passer montanus* X Moineau domestique *Passer domesticus*. G. OLIOSO. pp. 87-88

Observation d'une Hirondelle de cheminée avec un croupion blanc au Cap d'Agde (Hérault). A. ULMER. p. 89

BIODIVERSITY AND CONSERVATION *(Chapman and Hall)*

1998, Vol. 7 – Is the Yellow-legged Gull a superabundant bird species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. E. VIDAL, F. MEDAIL et J. TATONI. pp. 1013-1026

— ***BIOLOGICAL CONSERVATION*** *(Elsevier Applied Science. U.K. BARKING)*

1998, Vol. 84, N° 3 – Impact of gull colonies on the flora and vegetation patterns of the Riou archipelago (Mediterranean islands of S. E. France). E. VIDAL, F. MEDAIL, J. TATONI et P. VIDAL. pp. 235-243

BIOTOPES 53 *(Mayenne, Nature Environnement, 1 bis, rue du Docteur Marc Dupré. B.P. 1024, F-53010 LAVAL cedex)*

1998, N° 16 – Une nouvelle espèce nicheuse pour la Mayenne : le Busard cendré (*Circus pygargus*). F. NOËL et M. RAVET. pp. 77-81
Tentative de nidification d'un couple mixte de pies-grièches. F. NOËL. pp. 83-85
Stationnement d'un Cassenoix moucheté (*Nucifraga caryocatactes*) dans l'Est mayennais. D. TAVENON. pp. 86-87
Le Goéland brun *Larus fuscus* en Mayenne. B. HELSENS. pp. 88-91
Comptage d'oiseaux d'eau en Mayenne - Janvier 1998. Synthèse. B. HELSENS. pp. 92-95
Liste et statut des oiseaux de la Mayenne. Nouveaux statuts au 31 décembre 1998. B. HELSENS. p. 97.
Chronique ornithologique. Migration post nuptiale 1996, Hivernage 1996-1997, Migration prénuptiale 1997, Nidification et estivage 1997. J.-F. ARCANGER *et al.* pp. 98-133
Espèces occasionnelles observées en Mayenne en 1996-1997. B. DUCHESNE. pp. 134-141

— ***BIRDING WORLD*** *(Birding World, Stonerunner, Coast Road, Cley next the Sea, Holt, NORFOLK NR25 7RZ, Grande-Bretagne)*

1998, Vol. 11. – The Willet en Vendée, France. J. P. SIBLET et L. SPANNEUT. p. 386

BRITISH BIRDS *(British Birds Ltd, 93 High Street. BIGGLESWADE, Bedfordshire. U.K.)*

1998, Vol. 91, N° 1-2 – European News, France : Slavonian Grebe, *Podiceps auritus*, Bulwer's Petrel, *Bulweria bulwerii*, Western Reef Egret, *Egretta gularis* ; Eurasian Spoonbill, *Platalea leucorodia*,

Lammergeier, *Gypaetus barbatus*; Griffon Vulture, *Gyps fulvus*; Monk Vulture, *Aegypius monachus*, Peregrine Falcon, *Falco peregrinus*, Little Bustard *Tetrax tetrax*, White-tailed Lapwing, *Vanellus leucurus*, Stilt Sandpiper, *Micropalama himantopus*, Mediterranean Gull, *Larus melanocephalus*; White winged Black Tern, *Chlidonias leucopterus*, Short-eared Owl, *Asio flammeus*, Red necked Nightjar, *Caprimulgus ruficollis*, Dusky Thrush, *Turdus naumanni*; Marmora's Warbler, *Sylvia sarda* Spotless Starling, *Sturnus unicolor*, Common Rosefinch, *Carpodacus erythrinus*, Ph J DUBOIS pp 38 57

Little Egrets perching on horse G E. WOOLDRIDGE. p 60

N° 6 – European News, France: Frigatebird, *Fregata*, Great Blue Heron *Ardea herodias*, American Wigeon, *Anas americana*, Baikal Teal, *Anas formosa*; Common Teal, *Anas crecca*, Black Duck *Anas rubripes*; Blue-winged Teal *Anas discors*; Ring-necked Duck; *Aythya collaris*; Lesser Scaup *Aythya affinis*; Surf Scoter *Melanitta perspicillata*, Ruddy Duck, *Oxyura jamaicensis*, Black-shouldered Kite, *Elanus caeruleus*, Long-legged Buzzard, *Buteo rufinus*; Eastern Imperial Eagle, *Aquila heliaca*; Black-winged Pratincole, *Glareola nordmanni*, Lesser Sand Plover, *Charadrius mongolus*, American Golden Plover, *Pluvialis fulva*; Sociable Lapwing, *Vanellus gregarius*; White-rumped Sandpiper *Calidris fuscicollis*, Baird's Sandpiper, *Calidris bairdii*, Pectoral Sandpiper, *Calidris melanotos*; Buff breasted Sandpiper, *Tryngites subruficollis*, Slender-billed Curlew, *Numenius tenuirostris*; Greater Yellowlegs, *Tringa melanoleuca*; Lesser Yellowlegs. *Tringa flavipes*, Spotted Sandpiper, *Actitis macularia*, Wilson's Phalarope, *Phalaropus tricolor*; Great Black-headed Gull, *Larus ichthyaetus*, Laughing Gull, *Larus atricilla*; Franklin's Gull, *Larus pipixcan*, Ringed-billed Gull, *Larus delawarensis*; Lesser Crested Tern, *Sterna bengalensis*; Elegant Tern, *Sterna elegans*, Sooty Bridled Tern, *Sterna fuscata/anaethetus*; European Bee-eater, *Merops apiaster*, Plain Martin, *Riparia paludicola*; Richard's Pipit, *Anthus novaeseelandiae*, Blyth's Pipit, *Anthus godlewskii*; Olive-backed Pipit, *Anthus hodgsoni*, Common Stonechat, *Saxicola torquata*, Desert Wheatear, *Oenanthe deserti*, Paddyfield Warbler, *Acrocephalus agricola*; Rüppell's Warbler, *Sylvia rueppelli*, Pallas's Leaf Warbler, *Phylloscopus proregulus*; Yellow browed Warbler, *Phylloscopus inornatus*; Hume's Warbler, *Phylloscopus humei*, Radde's Warbler, *Phylloscopus schwarzi*, Dusky Warbler, *Phylloscopus fuscatus*; Isabelline Shrike *Lanius isabellinus*, Common Rosefinch, *Carpodacus erythrinus*; Pine Bunting, *Emberiza leucocephalos*, Chesnut Bunting, *Emberiza rutila*, Bobolink, *Dolichonyx oryzivorus* Ph J DUBOIS pp. 241 253

N° 9 - Sabine's Gulls in western France and southern Britain N ELKINS et P YÉSOU. pp. 386 397.

N° 10 Resurgence of Egyptian Vultures in western Pyrenees, and relationship with Griffon Vultures J CARLON pp 409 416

— ***BULLETIN. GROUPE ORNITHOLOGIQUE DU TARN*** *(Groupe Ornithologique du Tarn, 49, rue du Globe, F 81360 MONTREDON LABESSONNIÉ).*

1998, N° 12 – Réserve ornithologique de Cambounet-sur le Sor 1990 1997. Bilan de sept années de gestion C MAUREL pp 2-18

La reproduction du Faucon pèlerin dans le Tarn en 1997 et en 1998 J M CUGNASSE, J-C. ISSALY et T BLANC pp 23-26

Centrale ornithologique tarnaise: Année 1997 C MAUREL et M. MALATERRE pp 27-50.

Première capture de la Fauvette babillarde (*Sylvia curruca* Linné) dans le Tarn. J SALVAN. p. 51

Observation d'une Sterne hansel dans le Tarn P LAMBRECHTS p 52

Note préliminaire sur le statut du Milan royal (*Milvus milvus*) dans les monts de Lacaune A. CALVET. pp 53-63

Remarques sur trois migrateurs intertropicaux lors de leurs passages à F ac J SALVAN pp 64-68

— ***BULLETIN. GROUPE SARTHOIS ORNITHOLOGIQUE*** *(Groupe Sarthois Ornithologique, 7, rue Saint Flaceau, F 72000 LE MANS).*

1998, N° 26 La Mouette mélanocéphale *Larus melanocephalus* a niché dans la Sarthe H JULLIOT et C. KERIHUEL pp. 1 2

L'invasion de harles de l'hiver 1997 dans la Sarthe G PAINEAU pp 3-4.

Une forme de prédation inhabituelle du Faucon crécerelle G MOTEL p. 5

Premières nidifications du Fuligule morillon *Aythya fuligula* en Sarthe. H JULLIOT pp 6-7

Note relative à un cas de parasitisme du Faucon hobereau *Falco subbuteo* sur le Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* H JULLIOT p 7

Compte rendu des observations Période du 1er mars 1993 au 30 août 1993 G PAINEAU pp 10-23

Compte-rendu des observations. Période du 1er septembre 1993 au 28 février 1994 H JULLIOT. pp. 23-34

Compte-rendu des observations Période du 1er mars 1994 au 30 août 1994. C CORVAISIER pp. 35-46

Compte rendu des observations. Période du 1er septembre 1994 au 28 février 1995 H. JULLIOT pp. 47-54

Compte rendu des observations Période du 1er mars 1995 au 30 août 1995 C CORVAISIER pp. 55-65

Migration post nuptiale de la Bondrée apivore *Pernis apivorus* en Sarthe C. CORVAISIER p. 56

Compte-rendu des observations. Période du 1er septembre 1995 au 29 février 1996 H J ULLIOT pp 66-77

Compte-rendu des observations. Période du 1er mars 1996 au 30 août 1996 G PAINEAU pp. 79 85

Nouveau cas de nidification du Chevalier guignette *Actitis hypoleucos* dans la Sarthe en 1996 G PAINEAU p 86

Sterne pierregarin *Sterna hirundo* Chronologie de la reproduction de 4 couples à Fillé-sur-Sarthe H JULLIOT p 88

Nidification possible du Gobemouche noir *Ficedula hypoleuca* dans la Sarthe en 1996. J. GASSIES et G. PAINEAU. p. 91

— BULLETIN ANNUEL, ASSOCIATION MARQUENTERRE NATURE *(Association Marquenterre Nature, Parc Ornithologique du Marquenterre, Saint Quentin-en-Tourmont, F 80100 RUE)*

1998, (Saison 1997) – Evolution des effectifs et comportements de la Spatule blanche *Platalea leucorodia*, au Parc du Marquenterre. Ph. CARRUETTE. pp. 5-7

La situation de l'Oie cendrée *Anser anser*, en France et en Europe. Ph. CARRUETTE. pp. 8-12

Première nidification de la Sterne caugek *Sterna sandvicensis*, en Picardie. Ph. CARRUETTE et S. HASBROUCK. pp. 13-15

Nidification de la Mouette mélanocéphale *Larus melanocephalus*, au Parc du Marquenterre. Ph. CARRUETTE et J. DUFOUR. pp. 16-18

1997, année Cigogne blanche. Ph. CARRUETTE. p. 19

L'avifaune du Parc en 1997. Ph. CARRUETTE. pp. 20-45

A chacun sa niche. C. BERNUZEAU et T. LAVERSIN. pp. 46-47.

Des nouvelles des bagues ... pp. 50-51

Bilan 1997 du baguage au Parc du Marquenterre. Ph. CARRUETTE, P. E[illegible]ENNE et P. JEANSON. p. 52

— BULLETIN D'INFORMATION ET DE LIAISON DU GROUPE DE TRAVAIL SUR LES OISEAUX MIGRATEURS DU PALEARCTIQUE OCCIDENTAL *(Conseil International de la Chasse et de la conservation du gibier, 124, Avenue de Wagram, F 7501 PARIS)*

1998, N°17.– La Bécassine sourde (*Lymnocryptes minimus*). M. DEVORT. pp. 29-32

— BULLETIN DE L'ASSOCIATION DES NATURALISTES DE LA VALLEE DU LOING ET DU MASSIF DE FONTAINEBLEAU *(Association des Naturalistes de la Vallée du Loing et du Massif de Fontainebleau, Laboratoire de Biologie générale, Route de la Tour Denecourt, F 77300 FONTAINEBLEAU)*

1998, Vol. 74, N° 2 – Actualités ornithologiques du sud Seine-et-Marnais et de ses proches environs - Hiver 1996-1997. L. SPANNEUT. pp. 58-65

Actualités ornithologiques du sud Seine-et-Marnais et de ses proches environs - Printemps 1997. L. SPANNEUT. pp. 66-74

Reserve ornithologique de Marolles sur Seine. Chronique 1997. L. SPANNEUT. pp. 75-86

Observation d'un Bécasseau falcinelle (*Limicola falcinellus*) dans la Bassée (Seine-et-Marne). J. Ph. SIBLET. pp. 87-88

Première observation de la Fauvette orphée *Sylvia hortensis* en Forêt de Fontainebleau. J. C[illegible] et B. PASPEGAEY. pp. 89-90

N° 3 – Valeur patrimoniale de Fontainebleau. L'exemple des oiseaux. J. COMOLET-TIRMAN. pp. 105-106

Le Pic mar *Dendrocopos medius* dans le massif de Fontainebleau. Premier bilan d'un recensement. J. COMOLET-TIRMAN. pp. 112-117.

N° 4 – Actualités ornithologiques du sud Seine-et-Marnais et de ses proches environs - Automne 1997. L. SPANNEUT. pp. 168-176

BULLETIN DE LA SOCIÉTÉ D'ETUDE DES SCIENCES NATURELLES DE REIMS *(S.E.S.N.R., 122, rue du Barbâtre F 51100 REIMS)*

1998, N° 12.– Compte-rendu de la visite au Lac de l'Ailette. Oiseaux et crustacés. C. SERVETTAZ et R. HOREM. pp. 45-46

BULLETIN DE LA SOCIÉTÉ D'HISTOIRE NATURELLE DU PAYS DE MONTBELIARD *(Société d'Histoire Naturelle du Pays de Montbéliard, Musée du Château, F 25200 MONTBELIARD)*

1998.– Deux dortoirs de Hibou moyen-duc à Etrabonne durant l'hiver 1996-97. A. PHARISAT. pp. 151-152

BULLETIN DE LA SOCIETE DE SCIENCES NATURELLES ET D'ARCHEOLOGIE DE LA HAUTE-MARNE *(S.S.N.A.H.M., B.P. 157, F 52[illegible] CHAUMONT cedex)*

1998, Tome XXV, N° 100.– L'avifaune nicheuse de la Réserve Naturelle de Chalmessin (Haute-Marne). B. FAUVEL. pp. 113 et suiv.

BULLETIN DE LA SOCIÉTÉ DES AMIS DU MUSEUM DE CHARTRES ET DES NATURALISTES D'EURE-ET-LOIR *(Société des amis du Museum de Chartres et des naturalistes d'Eure-et-Loir, 5 bis Boulevard de la Courtille F 28000 CHARTRES)*

1998, Vol. 18 – Observations ornithologiques d'espèces peu communes en Eure-et-Loir (période 1997-1998). F. COLIN. pp. 48 et suiv.

BULLETIN DE LIAISON DU GROUPE ORNITHOLOGIQUE BRETON *(G.O.B., B.P. 38, F 29281 BREST)*

1998, N° 20.– Bilan des oiseaux marins nicheurs de Bretagne - 1997. B. CADIOU. pp. 3-4

Ils sont passés par là. 1er trimestre 1997. pp. 11-12

N° 21 – Reproduction des busards dans les Montagnes noires durant le printemps 1997. X. Grémillet. pp. 3-4

Spatules blanches hivernant en France, janvier 1998. S.E.P.N.B./Eurosite. p. 5

Hivernage 1997/98 en France : Avocette et Bernache cravant. R. MAHÉO. pp. 6-7

Ils sont passés par là. (1er) trimestre 1997. pp. 9-11

N° 22.– Recensement des colonies de Corbeaux freux dans le nord-Finistère en 1998. F. CORRE *et al.* p. 4.
Ils sont passés par là. 3e trimestre 1997. pp. 11-12.

BULLETIN DES BAGUEURS DE L'ILE-DE-FRANCE *(G. Grolleau. Unité de Phytopharmacie INRA/CNRA. Route de Saint Cyr. F 78026 VERSAILLES cedex)*

1998, N° 1.– Une expérience de suivi de Rougequeues à front blanc (*Phoenicurus phoenicurus*). B. et. F. VAN ACKER. pp. 6-13.

— BULLETIN DES NATURALISTES DES YVELINES *(Naturalistes des Yvelines, 4, rue Hardy. B.P. 914. F 78009 VERSAILLES cedex).*

1998, Fasc. IV. Une héronnière dans la banlieue parisienne. J.-P. THAUVIN et G. GROLLEAU. p. 24.

— BULLETIN DU CENTRE D'ÉTUDES DE RAMBOUILLET ET SA FORÊT. *(Centre d'Études de Rambouillet et sa forêt. 50, rue du Muguet. F 78120 RAMBOUILLET).*

1998, N° 10 – Avifaune et sylviculture. C. LETOURNEAU. pp. 20-28.

- BULLETIN MENSUEL DE L'OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE. *(O.N.C., 85 bis, avenue de Wagram. F 75017 PARIS)*

1998, N° 229 - L'avifaune migratrice du Rhin face à la vague de froid de l'hiver 1996-1997. G. DELACOUR, C. FOUQUE et A. PLATH. pp. 18-23.

N° 230 – Philopatrie des Vanneaux huppés nés en Dombes.

N° 231.– Méthode de recensement des Cailles des blés au chant. J. C. GUYOMARC'H, P. M... et J.-M. BOUTIN. pp. 4-11.
Entre Atlantique et Méditerranée. Grand Tétras, Lagopède, Perdrix grise des Pyrénées et Marmotte. Statut territorial et évolution. E. MENONI *et al.* pp. 16-23.

N° 232 – La gestion cynégétique des populations de Perdrix bartavelles en Isère. P. SABUT, A. CAUSSA et E. LAUER. pp. 26-33.

BULLETIN TRIMESTRIEL DE LA SOCIÉTÉ D'HISTOIRE NATURELLE ET DES AMIS DU MUSÉUM D'AUTUN *(Société d'Histoire Naturelle et des Amis du Muséum d'Autun, 15, rue Saint-Antoine, F 71400 AUTUN)*

1998, N° 165. Observations scientifiques. Ornithologie. J. DE LA COMBLE. p. 38-39.

N° 167 – Observations scientifiques. Ornithologie. pp. 24-25.

N° 168. – Observations scientifiques. p. 8.

— LES CAHIERS DE NATURE ESSONNE *(Nature Essonne, Association d'Etude et de Protection de la Nature en Essonne, 6, route de Montlhéry. F 91310 LONGPONT SUR ORGE).*

1998, N° 7 – L'avifaune nicheuse du département de l'Essonne en 1992. O. CLAESSENS et J.-M. PONS. pp. 1-3...

CAHIERS DU CONSERVATOIRE DU LITTORAL *(Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres, La Corderie Royale, B.P. 137, F 17300 ROCHEFORT)*

1998, N° 11. Flore et vertébrés rares des sites du Conservatoire du littoral: Les vertébrés remarquables du littoral. Valeur patrimoniale et gestion. II. Les oiseaux. J. S...RIOT. pp. 133-180.

— CHARENTE NATURE/PICA *(Société Charentaise de Protection de la Nature et de l'Environnement, Le Nil, route de Bordeaux. F 16000 ANGOULEME)*

1998, N° 150 – Busards cendrés. Opération de protection en Charente. G. ERONTE et F. MILOT. pp. 12-14.
La Bernache cravant. Observation exceptionnelle en Charente. T. GABORIT. pp. 22-23.
Tam Tam Nature. Observations naturalistes. C. et P. LAVOUÉ. p. 24.

N° 151 – Tam Tam Nature. Observations naturalistes. Décembre 97 et janvier 98. P. LAVOUÉ et C. CHARRIER. pp. 21-2?.

N° 152.– Cincle plongeur. Preuve d'une expansion de l'espèce vers l'ouest ? T. GABORIT. pp. 24-25.
Tam Tam Nature. Observations naturalistes. Janvier-février 98. C. et P. LAVOUÉ. pp. 26-27.

N° 153 – En plaine de Cougens. Un programme pour sauver les dernières outardes. L. PRÉCIGOUT. pp. 16-18.
L'Outarde canepetière en voie de disparition dans notre pays. C. JOLIVET. pp. 20-2?.

N° 156. Centre de sauvegarde. Une véritable reconnaissance. J. BERNABEN, C. MAILLETAS et D. SUAREZ. pp. 14-20.

1997-1998. Spécial Pica. N° 20-21.- Atlas des Oiseaux hivernants de Charente. Coord. L. PRÉCIGOUT. 170p.

- LE CHASSEUR FRANÇAIS *(Le Chasseur Français, B.P. 303-16, F 75767 PARIS cedex 16)*

1998, Janvier – Les goélands sont entrés dans la ville. P. REVET. pp. 90-95.

Mars – Les hirondelles. Le parcours des combattantes. Y. THONNERIEUX. pp. 136-141

Septembre – Les hirondelles en France : de moins en moins nombreuses ... P. REVET. pp. 8-9

CHRONIQUE ORNITHOLOGIQUE *(Centre d'Etudes Ornithologiques d'Alsace, Groupe scientifique de la LPO Alsace, 29 Boulevard de la Victoire, F 67000 STRASBOURG).*

1998.– Chronique ornithologique d'Alsace 1996 (1er novembre 95 au 31 octobre 96). Coord. CH. DRONNEAU et CH. FRAULI.
Liste systématique des observations.
+ Oiseaux indigènes. pp. 11-97
+ Oiseaux introduits ou échappés de captivité. pp. 98-100
Compléments et corrections à la chronique 1995. pp. 101-103. Annexes. p. 104
+ Décisions des Comités d'Homologation Régional (CHR) et National (CHN) pour les années antérieures à 1996
+ Résultats des comptages hivernaux d'oiseaux d'eau (Janvier 1996)
+ Migration d'automne dans les Vosges

— CICONIA *(LPO Alsace et Lorraine c/o Y. Muller, La Petite Suisse, EGLELSHARDT F 57230 BITCHE).*

1998, Vol. 22, Fasc. 1.– L'Œdicnème criard (*Burhinus oedicnemus*) en Alsace : répartition, densité, évolution de la population. F. SANÉ. pp. 1-17
Dénombrement de l'avifaune nicheuse du parc du Centre Hospitalier de Rouffach (Haut-Rhin). P. ROBELLET. pp. 18-24.
Importance du Phellin robuste (*Phellinus robustus* Karst), champignon parasite du Chêne, sur la nidification des oiseaux cavernicoles. B. D. BREUIL, L. PAUTZ et J. L'HUILLIER. pp. 25-32
Le Roselin cramoisi (*Carpodacus erythrinus*) au Sec d'Urbès (Haut-Rhin). D. DASKE. pp. 33-36.
Première observation lorraine du Goéland à bec cerclé (*Larus delawarensis*). M. VASLIN. pp. 37-38
Important rassemblement de Pinsons du Nord (*Fringilla montifringilla*) dans les Vosges Meurthe et Mosellanes. S. GARDIEN. pp. 39-40
Une Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) attrape une proie en vol. A. WERMEL. p. 40

Fasc. 2. La Grande Aigrette (*Egretta alba*) en Lorraine. J. BRANCIFORTI. pp. 55-64
Le Hibou grand-duc (*Bubo bubo*) dans les Vosges du Nord entre 1986 et 1998. J.-C. GÉNOT. pp. 65-72
Observations d'Aigles bottés (*Hieraaetus pennatus*) à Cernay (Haut-Rhin) en 1996. F. GILOT. pp. 73-75
Tentative de nidification du Faucon kobez (*Falco vespertinus*) en Alsace en 1996. P. ROBELLET. pp. 76-79

Fasc. 3. La Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), oiseau de l'année 1998 en Alsace. Bilan de l'enquête. Y. MULLER *et al.* pp. 81-98
Statut et répartition du Cochevis huppé (*Galerida cristata*) en Alsace. pp. 99-128

— CIRCULAIRE DU C.O.R.A. Section Rhône *(Centre Ornithologique Rhône Alpes, Maison Rhodanienne de l'Environnement, 32, rue Ste Hélène, F 69002 LYON).*

1998, N° 34 – Chronique ornithologique novembre-décembre 1997. J.-M. BÉLIARD. p. 5

N° 35 - Aperçu de la migration post-nuptiale au site de "La Glande". P. ROCHAS. p. 6
Chronique ornithologique décembre 1997 - janvier 1998. J. M. BÉLIARD et V. GAGET. pp. 11-12

N° 36 – Record mondial pour la Rousserolle effarvatte. p. 4.
Petit bilan réintroduction Vautour fauve. CORA Drôme. p. 4
Parc de la Tête d'Or. M. DUBOIS. p. 6.
Comptage international des oiseaux d'eau : 10 et 11 janvier 1998. Les chiffres pour le Rhône. p. 8
Chronique ornithologique janvier - février 1998. J.-M. BÉLIARD. pp. 10-11

N° 37.– Chronique ornithologique février - mars 1998. J. M. BÉLIARD. pp. 10-11

N° 38.– Hibou moyen-duc à Parilly. Bilan de la reproduction 1997. L. DUBOIS. p. 2
Guide du busard en Rhône. p. 4
Chronique ornithologique mars - avril 1998. J.-M. BÉLIARD. pp. 7-9

N° 39 – Chronique ornithologique avril - mai 1998. J.-M. BÉLIARD. pp. 7-9

N° 40 Chronique ornithologique avril - mai 1998. J.-M. BÉLIARD. pp. 10-11

N° 41 – Chronique ornithologique juin - juillet 1998. J. M. BÉLIARD. pp. 8-9

N° 42 – Chronique ornithologique juillet - août 1998. J.-M. BÉLIARD. pp. 8-9

N° 43 Deux Goélands railleurs *Larus genei* au bassin du Grand Large. A. RENAUDIER. p. 7.
Chronique ornithologique septembre - octobre 1998. J. M. BÉLIARD. pp. 10-11.

N° 44 Chronique ornithologique octobre - novembre 1998. J. M. BÉLIARD. pp. 6-7

— C.O.R.A. CIRCULAIRE *(Centre Ornithologique Rhône-Alpes, Maison Rhodanienne de l'Environnement, 32, rue Ste Hélène, F 69002 LYON).*

1998, N° 46.– Résultats des comptages oiseaux d'eau de la mi-janvier 1998. p. 7

Faucon pèlerin. Résultats de la reproduction 1997 (en Isère). J.-L. Frémillon pp. 8-9

Etude d'une population de Chouette chevêche (*Athene noctua*) en plaine de Valence (Drôme). S. Blache. p. 10

— ***LE CORMORAN*** (*Groupe Ornithologique Normand Université de Caen, F 14032 CAEN cedex*)

1998, T. 10, N° 3, (N° 47) - *Actes du 1er Colloque normand d'Ornithologie*. La mer de la Manche et ses oiseaux. Caen, 5-6 avril 1997

Les alcidés au large des côtes normandes. G. Debout. pp. 113-115

Seabird dispersion patterns in the Channel. R. W. White et J. B. Reid. pp. 116-120

Les stationnements de macreuses (*Melanitta*) au large du littoral augeron. C. Aulert. pp. 121-129

Les recensements de laridés au dortoir sur les côtes de la Manche au cours de l'hiver 1996/1997. Y. Créau. pp. 130-134

Les oiseaux marins nicheurs de Normandie. G. Debout. pp. 142-144

Les oiseaux marins nicheurs du littoral nord de la Bretagne. B. Cadiou. pp. 145-148

Les oiseaux marins nicheurs de Picardie. F. Sueur. pp. 149-150

Exploitation du milieu par deux espèces sympatriques de cormorans. D. Grémillet et G. Debout. pp. 167-168

Suivi de la nidification du Pétrel fulmar dans le Bessin. B. Lang. pp. 169-172

L'évolution de la colonie de Fous de Bassan, *Morus bassanus*, de l'île Rouzic de 1939 à 1996. F. Siorat. pp. 173-175

L'évolution des effectifs d'oiseaux d'eau dans l'estuaire de la Somme. F. Sueur. pp. 179-180

Richesse avifaunistique de l'estuaire de la Seine en hiver. F. Morel. pp. 183-186

La contamination par les polluants des macreuses au large du Pays d'Auge. C. Aulert. pp. 187-1995

Cormorans et pêcheries autour des Îles Chausey. D. Grémillet et G. Argentin. pp. 196-202

Reproduction de l'Huîtrier pie à Chausey. L. Demongin. pp. 203-212

Saint-Marcouf: une mise en réserve réussie. G. Debout et Ph. Spiroux. pp. 213-214

L'observatoire des sternes en Bretagne, 1989-1996. B. Cadiou. pp. 215-218

La laisse de haute-mer. G. Debout. pp. 219-220

T. 10, N° 4, (N° 48).– Chronique ornithologique: septembre 1995 à février 1996. pp. 229-238

Chronique ornithologique: mars à août 1996. pp. 239-248

Evolution du statut de la Pie-grièche grise (*Lanius excubitor*) en Normandie. Importance des marais de la Dives. M. Dehlandre. pp. 249-254

Recensement des limicoles hivernant sur les côtes ouvertes. G. Debout. pp. 255-259

Approche écologique de la reproduction du Vanneau huppé (*Vanellus vanellus*) en Normandie par l'analyse des fiches de nid. A. Besnard et N. Busquet. pp. 260-264

Les oiseaux nicheurs du Jardin des Plantes à Caen. F. Noël. pp. 265-268

Nidification de l'Hirondelle de fenêtre (*Delichon urbica*) à Caen. B. Lang. pp. 269-276

Première mention du Pouillot de Pallas (*Phylloscopus proregulus*) en Normandie. L. Legrand et L. Demongin. pp. 277-278

Les malheurs de jeunes Moineaux domestiques (*Passer domesticus*). L. Demongin et J.-P. Martin. p. 279

Un site de nidification étonnant pour le Pigeon ramier (*Columba palumbus*). G. Debout. p. 280

Quelques comportements inhabituels. G. et G. Debout. p. 281

- Un site de nidification surprenant pour le Tadorne de Belon.
- Comportement "déviant" chez le Fou de Bassan (*Sula bassana*).

Un petit drame chez le Fulmar

— ***LE COURRIER DE LA NATURE*** (*Société Nationale de Protection de la Nature, 9, rue Cels, F 75014 PARIS*)

1998, N° 170.– L'Outarde canepetière, un oiseau méconnu à sauvegarder d'urgence. C. Jolivet. pp. 22-26

Origine et importance de la cavité arboricole pour les oiseaux. F. Paltz. pp. 27-31

N° 175 Spécial Grand Lieu.– L'avifaune du lac de Grand Lieu. L. Marion. pp. 15-20

L'impact du relèvement du niveau d'eau sur l'avifaune. S. Reeber. pp. 52-53

— ***CREX*** (*LPO Anjou, 84, rue Blaise Pascal, F 49000 ANGERS*)

1998, N° 3.– Sélection des faits marquants de la saison postnuptiale 1994 à la nidification 1995 en Maine-et-Loire (avec compléments 1993-1994). J.-C. Beaudoin, A. Fossé et G. Mourgaud. pp. 5-17

Les oiseaux rares, anachroniques ou d'identification délicate en Maine-et-Loire. A. Fossé et le Comité d'Homologation Départemental 49. pp. 19-28

Statut des Limicoles *Aves Charadrii* en Maine-et-Loire. Synthèse des observations de 1972 à 1995 et des données de baguage. 1ère partie, de l'Huîtrier pie au Combattant varié. A. Fossé. pp. 29-64

L'hivernage de l'Œdicnème criard *Burhinus oedicnemus* L. dans le Nord-Ouest de la France. O. Gabory. pp. 65-72

Hivernage du Goéland brun *Larus fuscus* en Maine-et-Loire au cours des années quatre-vingt dix. G. Mourgaud. pp. 73-78

Recensement des Laridés en Maine-et-Loire en décembre 1996. G. Mourgaud. pp. 79-80

— ***L'EPEICHETTE*** (*Centre Ornithologique Région Ile-de-France, 12, rue du Docteur Charles Richet, F 75013 PARIS*)

1998, N° 44.– Vous auriez pu les voir. P. Persuy. pp. 31 32

N° 45 – Vous auriez pu les voir. pp 2 4.

N° 46.– Vous auriez pu les voir pp 4-7
Appel à observateurs. p. 7.

N° 47 Vous auriez pu les voir P Persuy pp. 12-13

N° 48.– Vous auriez pu les voir. P Persuy pp. 23 25
Enquête Guêpiers nicheurs en Essonne. D. Arambol et C. Hadancourt pp 25-26
Enquête Pic mar en Île-de-France Résultats de 1998 C. Letourneau pp 29 37

– *EPOPS. LA REVUE DES NATURALISTES EN LIMOUSIN (Société d'Etude et de Protection des Oiseaux en Limousin 11, rue Jauvion, F 87000 LIMOGES)*

1998, Bulletin de liaison, N 1, (N° 35).– Enquête Chouette chevêche.

N° 2, (N° 36).– Rapaces menacés ?

N° 3, (N° 37).– Suivi de la migration des oiseaux en Limousin résultats provisoires de la journée de comptages simultanés du 18 octobre 1998 G Labidoire et J Roger pp 8-12.

— *ETHOLOGY*

1998, Vol. 104, N° 5.– Release factors of breeding activities in Capercaillie (*Tetrao urogallus*) hens M. Catusse pp 407-420

ETHOLOGY ECOLOGY & EVOLUTION (Universita degli studi di Firenze, Via Romana 17, I 50125, FIRENZE)

1998, Vol. 10, N° 4.– Individual differences in the long-distance vocalizations used during bonding in European Quail (*Coturnix coturnix*). J.-C Guyomarc'h, A Aupiais et C Guyomarc'h pp 333 346

— *FALCO (Groupe Naturaliste de Franche Comté, 3 rue Beauregard, F 25000 BESANCON)*

1998, N° 30, Fasc. 2.- Influence d'une semaine de neige sur le régime alimentaire du Hibou moyen-duc *Asio otus* à Etrabonne (Doubs) au cours de l'hiver 1994-1995. A. Pharisat pp 71-75
L'Hirondelle de rivage dans le Haut-Doubs Etat des populations et mesures de protection des colonies F Lonchampt et D Michelat pp. 76-85
Dénombrements hivernaux d'oiseaux d'eau Hiver 1995/96 D. Lecornu pp. 86-106. (*erratum* pp. 101 106)

Le Cormoran, le Balbuzard et les Corneilles. M Hivet pp. 134 135

N°31, Fasc. 1 – Le Gobemouche à collier en Haute-Saône Précisions sur son statut et la limite sud de sa répartition en France T Deforêt et R Scheifler. pp 3-6.
Premier recensement des Laridés hivernants en Franche-Comté. Décembre 1996 D Michelat pp. 7 10
Recensement des Grands Cormorans hivernant en Franche-Comté durant l'hiver 1996-1997 D. Lecornu pp. 11-14.
Dénombrements hivernaux d'oiseaux d'eau Hiver 1996/97 Coord D Lecornu pp 34-54
Apparition d'un [illegible] en Franche Comté. M. Giroud. pp. pp. 55-58
Premières observations de Sterne arctique en Franche-Comté D. Michelat, V. et A. Martin, M Farine pp 59-62.
Une Cisticole des joncs (*Cisticola juncidis*) au lac des Rousses, à 1059 m d'altitude P Crouzier pp 63-64

FAUNE DE PROVENCE (Centre d'Études sur les Ecosystèmes de Provence/C.E.E.P B P [illegible] F 13609 AIX EN PROVENCE cedex 01).

1998, N° 19 – Le prélèvement cynégétique de Bécasses *Scolopax rusticola* dans le département du Var Saison 1997-1998 Comparaison avec les prélèvements effectués en 1974-1975 et 1983-1984. P Orsini pp. 25 31
Hivernage du Petit-duc scops *Otus scops* à Port-Cros (Var) A. Zammit pp. 33-34
Mise au point d'une méthode de traitement des poussins de rapaces sauvages sans intervention à l'aire, à l'occasion du dépistage de *Trichomonas galliae* chez l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* A Marmasse. pp 35-41
La reproduction du Faucon crécerellette *Falco naumanni* en Crau et le bilan des aménagements de sites de nidification en faveur de cette population. Ph Pilard et L. Brun. pp. 41-50
Statut des Limicoles en Vaucluse et aux environs immédiats. G. Olioso pp 51 58
Deux observations provençales d'hybrides présumés entre Hirondelle de cheminée *Hirundo rustica* et Hirondelle de fenêtre *Delichon urbica* P.-Y Henry et Y Kayser pp. 59-60
Nidification de l'Hirondelle rousseline dans le Var Etat des connaissances en 1998 Ch Bury et D. Huin pp. 61 64
Première reproduction de l'Etourneau unicolore *Sturnus unicolor* en Provence Côte d'Azur Ph. Sertel et J G. Robillard. pp 65 67
Rapport du Centre régional "Provence" de baguage d'oiseaux. G. Olioso pp 69-75
Bibliographie d'ornithologie provençale (XV) G Olioso. pp 79 81
Errata N° 18, 1997 p 82

LA FEUILLE DE LIAISON. ***Groupe Ornithologique du Roussillon.*** *(Groupe Ornithologique du Roussillon. B P 7057, F 66070 PERPIGNAN cedex).*

1998, N° 7.– La Centrale ornithologique du GOR : du 15 juillet au 30 novembre 1997 J. At. pp. 4-8
L'Hirondelle de rivage dans les Pyrénées-Orientales. p. 11.
Reproduction du Goéland leucophée en milieu urbain p. 12
Le Vautour fauve. p. 20

N° 8 – La Centrale ornithologique du GOR : du 1er décembre 1997 au 28 février 1998. J. At. pp. 9-12

N° 9 La Centrale ornithologique du GOR : du 1er mars au 15 juillet 1998. J. At. pp. 5-11

FEUILLET NATURALISTE C.E.E.P. *(Conservatoire et Etude des Ecosystemes de Provence. B.P. 304. F 13609 AIX EN PROVENCE cedex 01).*

1998, N° 49 – Chronique naturaliste provençale (Juillet 1998). F. Dhermain. pp. 2-29
Faune de Provence 18, 1997. *Errata*. pp. 31-32

— GARRIGUES *(C.E.E.P., B.P. 304, F 13609 AIX-EN-PROVENCE cedex 01, O.P.I.E. Provence-Alpes du Sud, Musée d'Histoire Naturelle, Boulevard Longchamp, F 13001 MARSEILLE).*

1997, N° 22.– (Non accessible)

1998, N° 23.– Les hivernants dans le massif de la Sainte-Beaume. A. Faralli et J.-C. Tempier. pp. 10-11
Un nicheur rare en Provence, l'Hirondelle de rivage. G. Olioso. p. 13
Trichomonose chez les Aigles de Bonelli. A. Marmasse. p. 14.

N° 24, N° spécial Aigle de Bonelli.– Editorial. A. Rivoire. p. 2
Historique et facteurs de régression. G. Cheylan, A. Cugnasse, M. Mure et J. M. Ravayrol. pp. 4-6
Le régime alimentaire. P. Bayle. p. 7
Une des premières causes de mortalité : l'électrocution. P. Bayle et B. Kabouche. pp. 8-9
Contrôles par balises Argos de 6 jeunes Aigles de Bonelli, 1996-1997. G. Cheylan et A. Marmasse. p. 10
La trichomonose, un nouveau problème. A. Marmasse. p. 11
Préservation des habitats de l'Aigle de Bonelli en France. G. Cheylan, R. Morvan et M. Mure. pp. 12-13
Mise en oeuvre du plan de restauration. J. Boutin, R. Morvan et M. Mure. pp. 15-17

— LA GARZETTE D'EURE-ET-LOIR NATURE *(11, rue des Flandres F 28300 MAINVILLIERS).*

1998, N° 3.– Chronique ornitho. M. Doublet. pp. 11-13

N° 4.– Chronique ornithologique estivale. M. Doublet. pp. 12-13

— GEOBIOS *(Université Claude Bernard, Sciences de la Terre, 43, Bd du 11 Novembre 1918, F 69622 VILLEURBANNE).*

1998, Vol. 31, N° 6. - Présence de la Grande Outarde *Otis tarda* au Boréal dans la région de Bonifacio (Corse du Sud, France, 8e millénaire avant J.-C.). J. Cuisin et J.-D. Vigne. pp. 831-837

— GIBIER FAUNE SAUVAGE *(Office National de la Chasse, O.N.C., 85 bis, avenue de Wagram, F 75017 PARIS).*

1998, Vol. 15, N° 1 - Influence d'une limitation des prédateurs sur la survie de faisans (*Phasianus colchicus*) d'élevage et sauvages relâchés dans l'Yonne. P. Mayot, J.-P. Patillaud et P. Stahl. pp. 1-19
Evaluation par télédétection des biotopes à Gélinottes des bois (*Bonasa bonasia*) dans le Parc national des Cévennes. J. Joachim, B. Cargnelutti, C. Cibien et C. Nappée. pp. 31-45

N° 2 - La reproduction du Vanneau huppé (*Vanellus vanellus*) en Dombes : productivité et facteurs d'échec. J. Broyer et M. Benmergui. pp. 135-150
Densité de Corvidés (*Corvidae*) et prédation de nids artificiels en relation avec la structure du paysage. O. Timsit et P. Clergeau. pp. 151-165

N° 3 – Régime alimentaire de la Bécassine sourde (*Lymnocryptes minimus*) en hivernage dans le Nord de la France. N. Beck et G. N. Olivier. pp. 259-267

N° 4 – Perdix VII, Symposium international sur les perdrix, les cailles et les faisans.– Modèles de prédiction des densités printanières de Perdrix grises (*Perdix perdix*) et rouges (*Alectoris rufa*), dans le Massif Central. F. Ranoux. pp. 339-354
Système d'information géographique et gestion de la Perdrix rouge (*Alectoris rufa*) dans la plaine viticole de l'Hérault (France). V. Peiro et C. P. Blanc. pp. 355-378
Phénologie de la reproduction de la Perdrix bartavelle (*Alectoris graeca saxatilis*) dans les Alpes. A. Bernard-Laurent et P. Léonard. pp. 379-396
Effets des brûlages contrôlés sur l'habitat de reproduction de la Perdrix grise des Pyrénées (*Perdix perdix hispaniensis*). C. Novoa, S. Dumas et R. Delmas. pp. 519-532
Validation de plans de chasse à la Perdrix grise (*Perdix perdix*), apport d'une modélisation de la dynamique des populations. J. Letty, F. Reitz et G. Metaye. pp. 575-602

Hors série - *Actes du XXIIIe Congrès de l'Union internationale des Biologistes du Gibier*. Lyon 1997

+ **Tome 1.–** L'impact des modalités de gestion du maillage bocager sur les colombidés (*Columbidae*) nicheurs dans l'Ouest de la France. J. Aubineau et J.-M. Boutin. pp. 55-63
+ **Tome 2.–** Pesticide poisoning in raptors in France

Results from the SAGIR network. P. BERNY *et al* pp 343-350

Etude d'un épisode de botulisme de type E chez des Mouettes rieuses (*Larus ridibundus*) et des Goélands argentés (*Larus argentatus*) en baie de Canche (Pas-de-Calais) J.-M. GOURREAU *et al* pp 357-363.

Evolutionary genetics of the *Alectoris* partridges the generation and conservation of genetic diversity at different time and space scales E. RANDI, V LUCCHINI et A BERNARD-LAURENT pp. 407-415

Introgression of Red legged (*Alectoris rufa*) allozymes and mitochondrial DNA in Rock Partridge (*Alectoris graeca*) alpine populations, the population genetic consequences of natural hybridization E. RANDI et A. BERNARD-LAURENT pp. 435-444

Le botulisme des oiseaux d'eau Situation en France en 1996. K. JUBILO et F LAMARQUE pp 507-512

Suivi des populations de Perdrix grises (*Perdix perdix*) en période de reproduction en France E. BRO, F REITZ et P. MAYOT. pp. 535-544.

+ Tome 3 - Caractéristiques de la reproduction de la Perdrix rouge (*Alectoris rufa*) dans le centre de la France. Y LEONARD et F REITZ. pp. 747-757

Gestion concertée de la faune sauvage et des bocages de l'Ouest de la France. J AUBINEAU, J.-M BOUTIN et S. MARCHANDEAU pp 951-960.

Avifaune nicheuse et diversité floristique dans les prairies de fauche J BROYER pp 973-986

Réhabilitation des prairies inondables dans les marais brièrons : évolution de la flore, des poissons et des oiseaux, M C EYBERT *et al*. pp. 999-1016

Restauration de la fonction de gagnage pour les anatidés (*Anatidae*) hivernants dans les friches rizicoles de Camargue C TOURENQ *et al* pp. 1017-1031

Techniques de valorisation de l'habitat des bécassines (*Galinago gallinago* et *Lymnocryptes minimus*) par l'aménagement de milieux ouverts G N OLIVIER pp 1041-1045

— *GOJ INFOS (Groupe ornithologique du Jura, Centre social, 2, rue de Pavigny, F 39000 LONS LE-SAULNIER)*

1998, N° 12. L'hivernage des oiseaux d'eau dans le Jura, Hiver 1997-1998. A. JOVENIAUX pp. 3-4

Un hiver sombre pour le Grand Cormoran A JOVENIAUX. p. 5

Observations d'espèces rares dans le département du Jura. R CROUZIER *et al* p 5

A tire d'aile, Observations d'octobre 1997 à mars 1998 p. 6

N° 13 Deux années d'études en forêt de Chaux J L DESSOLIN p 3

Premières arrivées et premiers chants. p 4

A tire d'aile, Observations d'avril à septembre 1998 p 6

— *LA GORGEBLEUE (LPO Vendée, Cité des Forges Bat A Esc E, N°129A, Boulevard Branly, F 85000 LA ROCHE SUR YON)*

1998, N° 15 – Atlas des Oiseaux nicheurs de Vendée 1985-1989 Coord Ch GOYAUD pp 3-28

Les pies-grièches de Vendée Ph. ROUILLER pp 29-35

Un Traquet oreillard *Oenanthe hispanica* à l'île d'Yeu Première donnée pour la Vendée X. HINDERMEYER pp. 36-39

Mortalité anormale de verdiers. L GRILLET p 4?

La réserve ornithologique des Boucheries L GRILLET pp. 43-45

Actualités ornithologiques de juillet 1994 à juin 1995 Ch. GONIN et L GRILLET pp. 64-90

— *LE GRAND DUC (LPO Auvergne, 2 bis, rue du Clos Perret, F 63000 CLERMONT FERRAND).*

1998, N° 52.– Le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) dans le Cantal résultats de 18 années de suivi T LEROY pp. 2-11

Un Ibis sacré (*Threskiornis aethiopicus*) en Auvergne B GILARD. pp 12-13

Synthèse de vingt années d'observations des oiseaux en hiver sur l'étang de Sault (Prémilhat, Allier) R CHANUDET et G BULIDON. pp. 14-16

Effectif du Grand duc d'Europe (*Bubo bubo*) dans le département de la Haute-Loire. J. C PIALOUX pp. 17-18

Suivi de la reproduction d'un couple de Pie-grièche à tête rousse dans le Puy-de-Dôme en 1997. E. PRIVAL. p. 19

Note méthodologique : suivi de l'avifaune par IPA sur un point unique, tout au long du printemps J.-P. DULPHY pp. 20-21

Hivernage urbain du Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) à Vichy. D. HOUSTON. pp. 22-23

Evaluation des effets du coup de froid de janvier 1997 sur quelques passereaux communs F GUELIN pp. 24-26

Éléments sur la biologie de reproduction du Torcol fourmilier (*Jynx torquilla*). G BULIDON pp. 30-31

Un cas de nidification d'altitude élevée pour le Martin-pêcheur (*Alcedo atthis*) en Auvergne E BOITIER pp 34-35

Résultats régionaux des enquêtes LPO de l'automne et de l'hiver 1997-1998

- Comptages Wetlands International Coord J J LALLEMANT p 36-37
- Laridés hivernants Coord D HOUSTON p 38

N° 53.– Etude de l'avifaune d'un secteur en déprise sur la commune de Volvic, dans le départ. du Puy-de-Dôme, par la méthode des quadrats J HENRIOT pp 2-8

L'avifaune des Monts du Cézallier 1 – Essai de dénombrement et écologie du Merle à plastron (*Turdus torquatus*). E. BOITIER pp 9-12

Inventaire des oiseaux du plateau de Châteaugay C. AUCOUTURIER. pp 27-30

Nidification du Guepier d'Europe (*Merops apiaster*) en val de Cher G. BULIDON p. 31

Note sur l'avifaune de la ferme de Conflant, dans le bocage bourbonnais. S AUCLAIR, J P DULPHY et M A... pp 32-34

Annales ornithologiques de la LPO Auvergne Année 1997 Red A TROMPAT *et al* pp. 35-58

Migration des Grues cendrees en Auvergne Automne 97/Printemps 98 J ROUSSET p 59

LE HERON *(Groupe Ornithologique Nord, c/o L. Kéroutret. 312, rue de l'Abbaye des Prés, F 59500 DOUAI*

1998, Vol. 30, N° 4. Synthèse des observations du printemps et de l'été 1993 Mars-août 1993. J. GODIN, P.-R. LEGRAND et J.-C. TOMBAL. pp. 177-219

Vol. 31, N° 1 – Annexes à la synthèse mars - août 1993. C. ANCELET *et al.* pp. 2-59

La Nature dans la ville. Pour une gestion écologique de la Scarpe douaisienne. L. KERAUTRET. pp. 60-61

Dates des premiers contacts régionaux avec les migrateurs. Mars-août 1993. P. R. LEGRAND. pp. 62-63

Nidification de la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* en forêt de Marchiennes, Nord (59) en 1993. P. LEFLR. p. 64

N° 2 – Historique des publications concernant la nidification de la Bergeronnette printanière *Motacilla f. flava* et *flavissima* dans la région Nord Pas-de-Calais. J.-C. TOMBAL. pp. 67-71

Variations du plumage de la tête chez les mâles de Bergeronnette printanière "type" *Motacilla flava flava* nichant en Cambrésis. J. C. TOMBAL. pp. 73-79

Les sous-espèces de Bergeronnette printanière, la type *Motacilla f. flava* et la flavéole *M. f. flavissima* dans le nord-ouest de la région Nord Pas-de-Calais. Distribution, effectifs. B. BRIL. pp. 81-96

La sélection des habitats par la Bergeronnette printanière *Motacilla f. flava* et *M. f. flavissima* dans le Nord-Ouest de la région Nord Pas-de-Calais. B. BRIL. pp. 97-102

Tendances récentes de la population régionale nicheuse de Bergeronnette printanière "type" *Motacilla flava flava*. J.-C. TOMBAL. pp. 103-104.

N° 3 – Etude quantitative de l'effet lisière appliquée au modèle oiseau". D. HALBRECX. pp. 107-117

Le programme régional "Dates de capacité à voler et s'émanciper des parents pour les jeunes oiseaux nés dans les milieux humides". J.-C. TOMBAL. pp. 119-14.

Bilan du recensement des oiseaux d'eau à la mi-janvier 1998 dans les départements du Nord et du Pas-de-Calais. L. KERAUTRET. pp. 143-148

N° 4 – Espèces peu abondantes non nicheuses hivernantes ou en séjour court dans la région Nord Pas-de-Calais juillet 1992-juin 1994. J.-M. VENEL, E. VENEL, C. APPELGHEM et J.-C. TOMBAL. pp. 149-171

– ***LA HUPPE*** *(Association des Naturalistes Aveyronnais)*.

1996. Synthèse des observations 1990 à 1995 -Oiseaux. Réd. P. D'ANDURAIN. pp. 2-34

Observations antérieures à 1990. Red. P. D'ANDURAIN. p. 35

1997 – *Cf.* B.O.F.M. 1997, *Alauda*, 2000, 3, p. 225

1998.– Synthese des observations 1997 -Oiseaux-. Red. P. D'ANDURAIN. pp. 1-35

Comptage "Biroe" du 18 janvier 1998. p. 36

IBIS *(British Ornithologists' Union, The Natural History Museum. Sub-Department of ornithology TRING, Hertfordshire HP 23 6AP, Grande Bretagne)*

1998, Vol. 140, N° 1. Seasonal pattern in age, sex and body condition of Barn Owls *Tyto alba* killed on motorways. S. MASSEMIN, Y. LE MAHO et Y. HANDRICH. pp. 70-75

Flexible foraging techniques in breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo* and Shags *Phalacrocorax aristotelis*: benthic or pelagic feeding? D. GRÉMILLET *et al.* pp. 113-119

Phylogeny of the nuthatches of the *Sitta canadensis* group and its evolutionary and biogeographic implications. E. PASQUET. pp. 150-156

N° 2 - Biogeography and history of the Mediterranean avifauna. R. COVAS et J. BLONDEL. pp. 395-407

N° 3 – A Mediterranean breeding colony of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* in which individuals show behavioural and biometric characters of the Atlantic subspecies. J.-C. THIBAULT et V. BRETAGNOLLE. pp. 523-528

— ***INFOX*** *(Regroupement des Naturalistes ardennais. Renard F 08130 COULOMMES)*

1998. Synthese ornithologique. pp. 1-46

La migration et l'hivernage de l'Alouette des champs (*Alauda arvensis*) dans les Ardennes. A. SAUVAGE. pp. 47-58

Comité d'Homologation. p. 59

Wetlands International. p. 59

Resultats de la saison busards 1998. L. GIZARD. p. 60

Chronologie de la nidification de l'Hirondelle rustique *Hirundo rustica* à Liart pour la saison 1998. M. DUCHAMP. p. 60

Résultats du suivi de la migration à La Croix-Piot à Donchery (automne 1998). p. 69

— ***JOURNAL FÜR ORNITHOLOGIE*** *(Deutsche Ornithologen Gesellschaft. Blackwell Wissenschafts-Verlag, BERLIN, WIEN. Allemagne, Autriche)*.

1998, Vol. 139, N° 1. Nest site, laying period, and breeding success of the Wooded Shrike (*Lanius senator*) in Mediterranean France. P. ISENMANN et G. FRADET. pp. 49-54

N° 3.– Diet of nestlings Linnets (*Acanthis cannabina* L.). M.-C. EYBERT et P. CONSTANT. pp. 277-286

— ***JOURNAL OF AVIAN BIOLOGY*** *(Munksgaard International Publishers Ltd, P O Box 2148, DK - 1016 COPENHAGEN K, Denmark).*

1998, Vol. 29.– Local survival, natal dispersal, and recruitment in Little Egrets *Egretta garzetta* H Hafner *et al.* pp 216-227

— ***JOURNAL OF BIOGEOGRAPHY*** *(Blackwell Science Publications Ltd: UK OXFORD).*

1999, N° 26 Biogeography of the marine birds of a confined sea, the Mediterranean R Zotier, V Bretagnolle et J-C Thibault pp 297-313

— ***JOURNAL OF RAPTOR RESEARCH*** *(Raptor Research Fondation Po Box 1897, LAWRENCE Kansas 66044-1897 USA).*

1998, Vol. 32 Patterns of egg and clutch size variation in the Montagu's Harrier B. Arroyo, A. Leroux et V Bretagnolle pp. 136-142

— ***LE LIROU*** *(Groupe Ornithologique des Deux-Sèvres, Maison pour tous de St Florent 189, avenue de Saint Jean d'Angely, F 79000 NIORT*

1998, N° 17.– Outarde canepetière prospections 98 X Fichet p. 8
Busard, vous avez dit busard ? S. Amiilien p 9
Arrivees et departs des oiseaux estivants nicheurs dans les Deux-Sevres. A Armouet et T Dieulevelt pp 12 23
Programme expérimental de conservation de l'Outarde canepetière *Tetrax tetrax* et de la faune associée J Chauveau pp. 27-29
(Re)Découverte de l'Hirondelle de rivage nicheuse en Deux Sèvres J. M. Villalard. p 30
Synthèse des observations de 94 (1er octobre) à 96 (30 septembre) A Armouet et X Fichet pp 3, 54
Notes sur les apparitions hivernales de Pies-grièches grises (*Lanius excubitor*) et meridionales (*Lanius meridionalis*) en Deux-Sèvres T Dieulevelt pp. 55 56

— ***LOIRET NATURE*** *(Association des Naturalistes Orléanais et de la Loire Moyenne, Maison de la Nature et de l'Environnement, 64 route d'Olivet F 45100 ORLEANS)*

1998, Vol. 7, N° 2 – Dernières nouvelles de l'ornitho S Branchereau pp 12 13

N° 3 – La migration des Grues cendrées en France, saison 1996/97 pp 17 22

N° 5-6 – Les dernières nouvelles de l'ornitho S. Branchereau. p. 21.

N° 11/12.– Dernières nouvelles de l'ornitho S Branchereau pp. 4-5
Randonnee ornithologique à Menestreau-en-Villette J Martinez. pp 6- 10.

— ***LPO INFOS Aude*** *(LPO Aude, Route de Tournebelle, F 11430 GRUISSAN).*

1998, N° 18.– Les branchés du coin, février, mars, avril 98 D Clément p. 5

N° 19 – Bilan 1997 Oiseaux blessés p. 2
Les branchés du coin, mai, juin, juillet 98 D Clément p 4
Premières dates 1998 D. Clément. p. 5
Programme d'action pour la protection des Sternes, 2e action Salins de Gruissan D Clément p 7

N° 20 – Les branchés du coin, août, septembre, octobre 98 D Clément p 5

— ***LPO INFOS Vendee*** *(LPO Vendée, Cité des Forges Bat A, Esc E, N° 129, Boulevard Branly, F 85000 LA ROCHE SUR YON)*

1998, N° 11, N° 12, N° 13, N° 14 (non reçus à ce jour

N° 15.– Le Coin du naturaliste C et J Gonin pp 6-7
Dénombrement mensuel des oiseaux d'eau de la Baie de Bourgneuf et de l'île de Noirmoutier le 11/01/98. p. 7

N° 16.– Les dernières sorties de la LPO Vendée pp 3 4
Le coin du naturaliste C et J Gonin pp 4 5

N° 17.– Le Coin du naturaliste. C. et J Gonin p 5
Bilan protection Busard cendré C. Pacteau, Nicolai et Retiveau. pp. 5-6

N° 18.– Le Coin du naturaliste C et J Gonin p 4
Bilan du suivi de la migration à la Pointe de l'Aiguillon p 5

— ***LA MARIE-BLANQUE*** *(Groupe d'Études Ornithologiques Béarnais, 12 rue Rabelais, F 64000, F PAU).*

1998, Vol. 7. Le coin de la Marie-blanque. Histoire d'un site en Béarn (II) J Carlon pp 3-6.
Mes rencontres avec l'Epervier d'Europe (*Accipiter nisus*) en Béarn. (l'Esparbai en patois) E Pelore p. 7
Grues (*Grus grus*) et Grands Corbeaux (*Corvus corax*), un étonnant ballet E. Pelore p. 8
Autre cas d'erratisme intéressant en Bearn chez le Vautour percnoptere (*Neophron percnopterus*) J Carlon et S Raoult pp 9-11
Le Milan noir (*Milvus migrans*), en Béarn, est incontournable (II) J. Carlon pp. 13 14
Stratégie adaptative des rapaces en milieu urbain (suite) J Carlon pp 16-17
Passages et comportements migratoires des cigognes en Béarn E. Pelore. pp. 18-20

Simple remarque sur les limicoles en Béarn. p. 21
Des nouvelles du Busard Saint Martin (*Circus cyaneus*) en Béarn. pp. 22-23

- *MOLECULAR ECOLOGY (Blackwell Science Publications Ltd; UK. OXFORD)*

1998, Vol. 7, N° 2.– Recent divergence between two morphological differentiated subspecies of Bluethroat (*Aves : Muscicapidae : Luscinia svecica*) inferred from mitochondrial ADN sequence variation. S. QUESTIAU, M.-C. EYBERT *et al.* pp. 239-245

LA MORDORÉE.– (Club National des Bécassiers 54 ter, avenue Jules Le Guen F 56260 LARMOR PLAGE)

1998, N° 207 – Compte rendu saison 97/98. J.-F. CAU. pp. 107-123.
Bilan National 97/98. pp. 125-130.
Baguage. P. LAUNAY. pp. 131-134.

N° 208 Informations Baguage. p. 195

NATURE NIÈVRE (S.O.B.A. Nature Nièvre 36, rue principale F 58000 MARZY)

1998, N° 6 – Migration post nuptiale des Grues cendrées *Grus grus* (L.), en 1997 dans la Nièvre. S. MERLE. pp. 2-9
Sur la présence dans la Nièvre de deux espèces d'affinité méridionale : le Pouillot de Bonelli *Phylloscopus bonelli* (Vieill.) et l'Ascalaphe soufré *Ascalaphus libelloides* Schaffer. E. BOITTIER et D. DUPUY. pp. 10-12
Un hiver à rester dehors ! G. ALLEAUME *et al.* pp. 13-18
Le Chevalier guignette *Actitis hypoleucos* (L.) sur le cours de la Loire et de l'Allier dans la Nièvre. Recherches 1995-1996-1997. Le point des connaissances. C. CHAPALAIN et S. MERLE. pp. 19-28
Le Hibou grand duc *Bubo bubo* (L.) aux portes de la Nièvre. F. DESJARDINS. pp. 29-30
Nouvelle nidification du Guêpier d'Europe *Merops apiaster* L., dans le département de la Nièvre. J.-C. LALEURE. pp. 31-32.

– *LA NIVEROLLE (Centre Ornithologique Rhône-Alpes, section Isère, M.N.E.I. 5 Place Bir Hakheim. F 38000 GRENOBLE)*

1998, N° 13 – Réoccupation par le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) de deux sites de nidification en Vercors et Trièves (Isère). J.-L. FRÉMILLON. pp. 5-6
Rapport d'observation sur la tendance de nidification d'un couple mixte, Goéland brun (*Larus fuscus*) et d'un Goéland leucophée (*Larus cachinnans michaellis*) pour l'année 1993 sur le site du barrage de Monteynard. B. LEFÈVRE. pp. 7-11
Etude de quelques pelotes d'Effraie (*Tyto alba*) à 800 mètres d'altitude. B. GRAND. pp. 13-14
Première observation du Hibou des marais (*Asio flammeus*) en Matheysine (Isère). J.-L. FRÉMILLON et G. BILLARD. p. 15
Deux données de Bergeronnette flavéole (*Motacilla flava flavissima*) à Haute Jarrie (Isère). F. JIGUET. p. 16
Observation de quatre Pipits à gorge rousse (*Anthus cervinus*) à Haute Jarrie (Isère). F. JIGUET. pp. 17-19
Observation d'un comportement de Rousserolles verderolles (*Acrocephalus palustris*). N. VINCENT-MARTIN. p. 21
Première mention et hivernage de la Pie-grièche méridionale (*Lanius elegans meridionalis*) en Isère. G. BRUNEAU. pp. 23-24
Observation d'un hybride Moineau domestique X Moineau friquet (*Passer domesticus* X *Passer montanus*) de type femelle à Haute-Jarrie (Isère). F. JIGUET. pp. 25-27
Synthèse des observations naturalistes de Vertébrés en Dauphiné, publiées dans le Bulletin de la Société dauphinoise d'Études biologiques et de Protection de la Nature (Bio Club). J.-F. NOBLET. pp. 42-54
La faune des Vertébrés (Poissons exceptés) de la vallée de la Cèze (Gard) (*partim*). J.-F. NOBLET. pp. 55-60

NOS OISEAUX (Société Romande pour l'Étude et la Protection des Oiseaux. Red. B. Posse, rte de Fully 23, CH 1920 MARTIGNY, Suisse).

1998, Vol. 45, Fasc. 1 (N° 451) – Données comportementales chez le Hibou des marais *Asio flammeus* en période de reproduction. D. MICHELAT. pp. 1-12
Conservation du Râle des genêts *Crex crex* et calendrier agricole : contribution à l'étude du rôle des refuges disponibles en période de fenaison. J. BROYER et C. RENAUD. pp. 13-18
Vie aérienne du Martinet noir *Apus apus* pendant son séjour estival. Y. GARINO. pp. 19-28
Consommation de jeunes grenouilles vertes *Rana kl esculenta* par un Chevalier gambette *Tringa totanus*. P.-Y. HENRY, Y. BENÉAT et P. MAIRE. pp. 57-58

Fasc. 2 (N° 452) Des oiseaux sur la route : Observations matinales répétées de passereaux posés sur une route de Revermont (Ain, France) en période automnale. P. CROUZIER. pp. 65-69
Prédation d'un Hibou des marais *Asio flammeus* par un Autour des palombes *Accipiter gentilis*. R. SCHERLER, T. et L. DEFORÊT. p. 107

Fasc. 3 (N° 453) – La migration postnuptiale en 1996 au défilé de Fort l'Ecluse (Haute-Savoie et Ain) près de Genève. P. CHARVOZ, J. P. MATÉRAC et M. MAIRE. pp. 129-133
Etude comparée du régime alimentaire du Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo sinensis* sur les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget. L. MATHIEU et D. GERDEAUX. pp. 163-171
La Sterne pierregarin *Sterna hirundo* et la Sterne naine *Sterna albifrons* dans le val d'Allier et le moyen val de Loire. Période 1979-1996. D. BRUGIÈRE. pp. 173-183

Fasc. 4 (N° 454 Première reproduction réussie d'un couple de Gypaètes barbus *Gypaetus barbatus* dans

'arc à pin depuis le début du XXe siècle. L. LOCKER pp. 195-198.

Première reproduction réussie de Gypaètes barbus *Gypaetus barbatus* issus de réintroduction dans les Alpes (Haute-Savoie, France): observations comportementales du couple et du jeune. J. HEURET et A. ROUILLON. pp. 199-207. *Post scriptum*

Élevage particulier d'un jeune Torcol fourmilier *Jynx torquilla*. G. CONTEJEAN. p. 250.

OCL (Organbidexka Col Libre, 11, rue Bourgneuf, F 64100 BAYONNE)

1998, N° 29 - Transpyr' Grues cendrées toujours plus; Palombes la fin des illusions? Bilan 1997; Organbidexka, la ruche sans le bourdon; Lindux nouvelles du front; Lizarrieta, la conquête de l'ouest.

La migration du Guêpier d'Europe à travers les Pyrénées. J.-P. URCUN et B. KAROUCHI.

L'OISEAU MAGAZINE (Ligue Française pour la Protection des Oiseaux, La Corderie Royale, B.P. 263, F 17305 ROCHEFORT cedex).

1998, N° 50 – L'hiver de la gélinotte. R. DESBROSSES. pp. 42-44.

Le casseur d'os en France. C. COTTON. pp. 46-53.

La réintroduction dans les Alpes, une histoire mouvementée. A. ROUILLON. pp. 55-57.

Oiseaux du Lunévillois. H. MICHEL. pp. 58-62.

Panne de répondeur et temps des Traquets. P. R. LEGRAND. pp. 69-7.

N° 51 – Halte au massacre des derniers Aigles de Bonelli. p. 6.

Le Blongios nain. N. BOILEAU. pp. 33-35.

Pipit de Crau, l'exquis... P. R. L[illegible] pp. 66-68.

N° 52 – Coup double chez les "[illegible]". p. 7.

Le Faucon pèlerin a niché en Saussois. D. DAGNAS. pp. 28-29.

Nains-Grandes 5-4. P. R. LEGRAND. pp. 62-64.

N° 53 – Un Aigle de Bonelli identifié. p. 20.

Égarés, donnés et perdues. P. R. LEGRAND. pp. 66-68.

— *L'ORFRAIE (LPO Champagne-Ardenne, 4, Place du Maréchal Joffre, B.P. 27, F 51301 VITRY-LE-FRANÇOIS)*

1998, N° 36 – Vème rapport de la Commission d'Homologation Régionale, année 1995. C. RIOLS et la C.H.R. pp. 3-7.

Écologie des Pics mar *Dendrocopos medius* et épeiche *D. major* en Forêt d'Orient (Aube): Premiers éléments. B. FAUVEL. pp. 8-18.

Observations de Choucas - *Corvus monedula monedula* et *Corvus monedula soemmerringii* - en Champagne-Ardenne durant les hivers 1995-1996 et 96/97. F. NOEL. pp. 19-25.

Suivi ornithologique des grands lacs du département de l'Aube. Bilan de la saison 1995-1996. B. FAUVEL. pp. 26-31.

Chronique d'un nid de Busards des roseaux. E. GEERAERTS. pp. 32-33.

Avifaune nicheuse d'un boisement de Champagne crayeuse: Forêt de la Perthe (Aube). B. FAUVEL. pp. 34-5.

L'avifaune de Champagne-Ardenne et le réseau électrique [illegible]: Relations avec EDF. C. CABON. pp. 52-56.

Recensements hivernaux d'Oiseaux d'eau (W.I.) 1997. C. RIOLS. pp. 57-58.

DER ORNITHOLOGISCHE BEOBACHTER (Société suisse pour l'étude et la protection des oiseaux. Schweizerische Vogelwarte, CH-6204 SEMPACH Suisse)

1998, Tome 95, Fasc. 1.– Der Arealschwund des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in der Nordwestschweiz. M. BLATTNER. pp. 11-38.

Auftreten des Schlangenadlers *Circaetus gallicus* in der Schweiz von 1900 bis 1993. M. KERY et B. POSSE. pp. 39-54.

— *ORNITHOS (Ligue pour la Protection des Oiseaux, La Corderie Royale, B.P. 263, F 17305 ROCHEFORT cedex)*

1998, Vol. 5, N° 1 – Dénombrement des canards et foulques hivernant en France en janvier 1997. B. DECEUNINCK, N. MAILLET et *Wetlands International*. pp. 2-11.

Plus de 2400000 "oiseaux d'eau" hivernants dénombrés en France à la mi-janvier 1996! B. DECEUNINCK. pp. 2-17.

Hivernage du Bécasseau de Temminck *Calidris temminckii* en France. N. BOILEAU et Ph. DELAPORTE. pp. 18-21.

Le point sur le Courlis à bec grêle *Numenius tenuirostris*. Où l'observer, comment l'identifier? D. VANGELUWE, G. HANDRINOS et V. BULTEAU. pp. 22-35.

L'hivernage de la Guifette moustac *Chlidonias hybridus* en France continentale. X. et V. RUFRAY et P. CRAMM. pp. 36-38.

En direct de la CAF. P. LE MARÉCHAL et la CAF. pp. 39-41.

Première mention française du Gravelot mongol *Charadrius mongolus*. S. GUERIN. pp. 42-45.

N° 2 – Afflux de Bécasseaux minutes *Calidris minuta* en France à l'automne 1996. A. LAROUSSE. pp. 49-53.

La Bernache cravant à ventre sombre *Branta b. bernicla* en France. Exemple de la saison 1995-1996. J.-M. GILLET et R. MAHÉO. pp. 54-60.

La Bernache cravant à ventre pâle *Branta bernicla hrota*. J.-M. GILLET et R. MAHÉO. pp. 60.

Les observations d'albatros en France. J.-Y. FRÉMONT et le CHN. p. 81.

Important afflux de Buses pattues *Buteo lagopus* en France au début de l'année 1997. D. MICHELAT, C. RIOLS et M. DUQUET. pp. 82-85.

Hivernage de l'Alouette hausse-col *Eremophila alpestris* en France continentale. D. MICHELAT. pp. 88-89.

Deuxième mention de l'Alouette hausse-col *Eremophila alpestris* en Camargue. P. ROUSSET. pp. 89-91
Effectifs français du Goéland cendré *Larus canus* de 1990 à 1995. F. SUEUR et H. DUPUICH. p. 90.
Halte au massacre des Aigles de Bonelli. p. 92
Bécasseau de Temminck hivernant en France : complément. p. 92
La Chouette de Tengmalm nicheuse en Corrèze et dans le Cantal. p. 93

N° 3.– Limicoles nicheurs de France. Synthèse de l'enquête nationale 1995-1996 et évolution des populations sur 12 ans. B. DECEUNINCK et R. MAHEO. pp. 97-117.
Essai de synthèse sur la population de Chevêche d'Athéna *Athene noctua* en France. J.-C. GÉNOT et P. LECOMTE. pp. 124-131
Le Goéland pontique *Larus c. cachinnans*. Statut provisoire en France et perspectives taxonomiques. Ph. J. DUBOIS. pp. 136-139
Un Faucon hobereau *Falco subbuteo* à Bayonne en hiver. B. DELPRAT. p. 144. (*Cf.* N° 4, p. 196)
Observation d'un Goéland pontique *Larus c. cachinnans* dans le Pas-de-Calais en février 1997. W. (T.) HOOGENDOORN, A. MCGEEHAN et B. MACTAVISH. pp. 145-148
Première mention de l'Hirondelle paludicole *Riparia paludicola* en France. Y. KAYSER. pp. 148-149
L'Ibis sacré niche en Charente Maritime. p. 150

N° 4.– Les oiseaux rares en France en 1997. Rapport du Comité d'Homologation National. Ph. J. DUBOIS, J.-Y. FRÉMONT et le CHN. pp. 153-179
Afflux de Bruants des neiges *Plectrophenax nivalis* en France (sept. 1996-mai 1997). P. YÉSOU. pp. 180-187
Oiseau de France : le Fulmar boréal *Fulmarus glacialis*. F. VIOLET. pp. 188-190.
Première mention d'un Engoulevent à collier roux *Caprimulgus ruficollis* en France pour le XXe siècle. O. BADAN, H. KOWALSKI et Y. KAYSER. pp. 192-193
Grande Aigrette en Dombes. M. BENMERGUI et P. VARAGNAT. pp. 194-195
Râle(s) des genêts britanniques tués en France... p. 195
Le Hobereau était en réalité un Pèlerin ! p. 196

— ***OSTRICH*** *(BirdLife South Africa PoBox 515, RANDBURGH 2125. South Africa).*

1998, Vol. 69, N° 1 & 2 – 22nd International Ornithological Congress. Durban 16-22 August 1998
Abstracts of Plenaries, Symposia and Round Table Discussions
• Breeding site selection, conspecific attraction and coloniality. An experimental test. T. BOULINIER, E. DANCHIN et S. DURAND. p. 71

N° 3 & 4 - 22nd International Ornithological Congress. Durban 16-22 August 1998
Abstracts of Plenaries, Symposia and Round Table Discussions
• Introduced species and biogeography. Impact of rats on bird distribution in the western Mediterranean. J.C. THIBAULT et J.L. MARTIN. p. 225
• Evaluating the long-term efficiency of conservation practices of Montagu's Harrier *Circus pygargus*. B. ARROYO, M. SALAMOLARD et V. BRETAGNOLLE. p. 238
• Modelling bird reintroduction : a way to compare reintroduction strategies. F. SARRAZIN, S. LEGENDRE et J. CLOBERT. pp. 239-240
• Nest defence in Montagu's Harrier : Assessing the effects of the coloniality, predation risk and offspring survival prospects. V. BRETAGNOLLE, B. ARROYO et F. MOUGEOT. p. 243
• Trills in Blue Tits songs : A shifted character due to the competition with Great Tit ? C. DOUTRELANT et M. LAMBRECHTS. p. 248
• Non-breeders colony attendance and competition for nest sites in the Common Swift. G. GORY, F. MOUGEOT et V. BRETAGNOLLE. pp. 251-252
• Prolactin and parental effort in the House Sparrow. O. CHASTEL, N. GAIDET et M. KERSTEN. pp. 379-380
• Metabolic, thermoregulatory, and behavioural response to fasting in the cold in the European Barn Owl. C. THOUZEAU, Y. LE MAHO et Y. HANDRICH. p. 385
• Research and conservation of the endangered Little Bustard *Tetrax tetrax* in France. F. JIGUET, F. MOUGEOT, B. ARROYO et V. BRETAGNOLLE. p. 418
• Potential impact of environmental contaminants upon a Marsh Harrier *Circus aeruginosus* population from Charente-Maritime, France. D. PAIN, G. BURNELEAU et Ch. BAVOUX. p. 444

— ***OUTARDE Infos*** *(LPO - Corderie Royale - BP 263 - F 17305 ROCHEFORT cedex)*

1998, N° 2. La vie des sites LIFE Outarde. pp. 2-3
Zoom sur un site : la plaine de Cherves. pp. 4-5
Au pays de l'outarde en Indre-et-Loire. S. VALLÉE. p. 8

PALEO *(Musée National de la Préhistoire, F24620 LES EYZIES DE TAYAC SIREUIL)*

1998, N° 10 – La Grotte de la Coscia (Rogliano, Macinnagio) : Etude préliminaire d'un nouveau site du Pléistocène supérieur de Corse. E. BONIFAY *et al.* pp. 17-41

— ***LE PASSER*** *(C.O.R.I.F., 12, rue du Docteur Charles Richet, F 75013 PARIS)*

1998, Vol. 35.– Synthèse du printemps 1995. R. BARADEZ, P. MALIGNAT et D. SENECAL. pp. 2-55
Synthèse de l'automne 1995. R. BARADEZ, P. MALIGNAT et D. SENECAL. pp. 56-106
Les oiseaux nicheurs d'intérêt patrimonial en Ile-de-France. J.-C. KOVACS et J.-P. SIBLET. pp. 107-117
Comptages internationaux des oiseaux d'eau "*Wetlands International*" Région Ile-de-France, janvier 1998. P. LE MARÉCHAL. 118-121
Résultats du week-end de prospection en forêt de Fontainebleau (4 et 5 juin 1994). Collectif CORIF. pp. 122-134

Un cas de nidification du Traquet motteux *Oenanthe oenanthe* en Ile-de-France. J. SÉRIOT. pp. 135-136

***PENN AR BED** (Société pour l'Etude et la Protection de la Nature en Bretagne, B.P. 32, F 29276 BREST cedex)*

1998, N° 169.– Les Limicoles (de la baie du Mont Saint Michel). S. LE DRÉAN-QUENEC'HDU, R. MAHÉO et P. BIORET. pp. 1-10

Modalité d'utilisation de la baie par les Anatidés. V. SCHRICKE. pp. 11-16.

N° 170.– A propos... de la Chouette chevêche. D. CLEC'H. p. 44

***— LE PIC MAR** (Groupe d'Etudes Ornithologiques de l'Oise, 2, rue de Pierrefonds, F 60127 PONDRON).*

1998, N° 3.– Le statut de l'Eider à duvet *Somateria mollissima* dans l'Oise. F. SPINELLI. pp. 1-4.

Bilan de l'étude sur les jachères faunes sauvages dans l'Oise. F. SPINELLI, J.-P. BONNEL, H. DE LESTANVILLE et C. GUYOT. pp. 5-12

Des nouvelles du CHD 60 (Bilan 1997 du Comité d'Homologation Départemental). pp. 13-14

Samedi 8 février - Dimanche 9 février 1997. Sortie Geor-Lac du Der. S. MOR. pp. 18-20.

Observations de Râle des genêts *Crex crex* en dehors de la moyenne vallée de l'Oise. F. SPINELLI. pp. 32-33

Observation de l'Œdicnème criard (*Burhinus oedicnemus*) près de B...court en mai 1997. H. DE LESTANVILLE. p. 34

Mes amies les Hirondelles de cheminée. H. POITOU. pp. 37-38

Recensement des oiseaux d'eau hivernant dans l'Oise en janvier 1997 (*Wetlands International*). J.-P. BONNEL. pp. 39-48

***· LE PISTRAC** (A.R.O.M.P., Association Régionale Ornithologique du Midi et des Pyrénées, 5, allée Jules Guesde, F 31000 TOULOUSE).*

1998, N° 17. Bilan sur l'enquête Pies-grièches *Lanius sp.* en Midi-Pyrénées. Saisons 1995-1996. S. FRÉMAUX. pp. 4-19

Occurrence de quelques passereaux forestiers dans le Toulousain : modélisation puis application à l'étude des populations du Pinson des arbres *Fringilla coelebs* dans le Grand Sud-Ouest français. J. JOACHIM et J. LAUGA. pp. 20-47

Population hivernante de Milans royaux *Milvus milvus* dans l'Ouest du piémont pyrénéen. J.-L. GRANGÉ et A. HÉTIER. pp. 48-50

L'expansion du Héron garde-boeufs *Bubulcus ibis* dans le bassin de la Garonne. P. ROCHE. pp. 51-53

Nidification de l'Œdicnème criard *Burhinus oedicnemus*, du Courlis cendré *Numenius arquata* et du Vanneau huppé *Vanellus vanellus* en plaine d'Ariège en 1994. D. PETIT et J. MORSCHEIDT. pp. 54-57

Invasions et populations pyrénéennes de Mésanges noires *Parus ater* et Beccroisés *Loxia curvirostra*. M. CLOUET. pp. 58-61

Analyse quantitative du peuplement d'oiseaux d'eau des gravières de Saint-Caprais (31 - Grenade, Nord toulousain). F. SANTOUL. pp. 62-67

Note sur la nidification du Guêpier d'Europe *Merops apiaster* sur les berges de l'Arros (Hautes-Pyrénées) en 1994. V. DUCASSE. pp. 68-70

Hivernage de Busards des roseaux *Circus aeruginosus* et de Hiboux des marais *Asio flammeus* à Fronton, Haute-Garonne. L. KERGOAT et G. BÉCHARD. pp. 71-72.

Observations sur un couple de Hérons crabiers *Ardeola ralloides* à Villeneuve-Tolosane (31) en été 1995. J.-F. BOUSQUET. pp. 72-74

Deuxième nidification de l'Echasse blanche *Himantopus himantopus* en Midi-Pyrénées. J.-F. BOUSQUET. pp. 75-76

Nidification de la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* à haute altitude dans les Pyrénées. M. CLOUET, J.-F. BOUSQUET et J.-C. LE BAIL. pp. 76-77

Les incursions de la Fauvette mélanocéphale *Sylvia melanocephala* dans le sud-ouest de la France. P. ROCHE et J.-F. BOUSQUET. pp. 78-80

Un Ibis falcinelle *Plegadis falcinellus* près de Toulouse (31). J.-F. BOUSQUET. pp. 80-81

Observation d'un couple de Fuligules à bec cerclé *Aythya collaris* à St Jory (31). J. F. BOUSQUET. pp. 81-83

Statut de la Grande Aigrette *Egretta alba* en Midi-Pyrénées. J.-F. BOUSQUET. pp. 83-85

Observation d'un Merle bleu *Monticola solitarius* en Ariège. S. FRÉMAUX et D. PETIT. p. 86

Observation d'une Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* en Ariège orientale. S. FRÉMAUX. pp. 87-88

Un Aigle royal *Aquila chrysaetos* en Tarn-et-Garonne. G. VIAL. pp. 88-89

Hivernage de la Cigogne blanche *Ciconia ciconia* dans le piémont pyrénéen en 1993. C. NOEL-HÉTIER. pp. 89-91

La croissance au nid des jeunes Hirondelles rustiques *Hirundo rustica*. J.-C. MIQUEL. pp. 91-92

Roselins cramoisis *Carpodacus erythrinus* et Venturons montagnards *Serinus citrinella* dans un dortoir de fringilles en forêt de Lilhac Fabas (Haute-Garonne). J. JOACHIM. pp. 93-94

***· RAPPORT ANNUEL DU GROUPE D'ETUDE SUR LE BLONGIOS NAIN** (G.E.B.N. Plassa..., F 17780 SAINT FROULT).*

1998, N° 1.– Suivi de la population nicheuse de Blongios nain du Marais Audomarois (Pas-de-Calais). L. BARBIER et N. BOILEAU. pp. 2-5.

Le statut du Blongios nain en Essonne. M. STEINOU. p. 6 + cartes

Synthèse des observations de Blongios nain sur la RN de Chérine (Indre) en 1997. C. DANIEL. p. 7 + carte

Synthèse d'observations en Camargue (Marais de Vigueirat et alentours). G. MASSEZ. p. 8 + cartes

Statut du Blongios nain *Ixobrychus minutus* en Charente-Maritime. N. BOILEAU. p. 9

Résumé du statut nicheur du Blongios nain en Alsace. Ch. DRONNEAU et LPO Alsace. p. 10

Effectifs nicheurs du Blongios nain *Ixobrychus minutus* en Picardie F Sueur pp. 11-12.

Notes Departement du Var P. Orsini; Lac de Grand-Lieu (Loire Atlantique) L Marion; Région Lorraine F Gosselin, Site de la Moyenne et Basse Durance (Provence Côte d'Azur) C Crocq p 13

Bilan pour le Blongios nain Réseau espèces rares et menacées en France N. Boileau p. 14

— LA RECHERCHE *(5, rue Jacques Callot, F 75279 PARIS cedex 06)*

1998, N° 312 – Les oiseaux forestiers reviennent avec la forêt J L. Martin, A. Clamens et M Debussche pp. 32-33.

RECHERCHES NATURALISTES EN REGION CENTRE *(Nature Centre, Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Région Centre, 71, avenue Charles Peguy, F 45800 SAINT-JEAN-DE BRAYE)*

1998, N 3 – Première nidification du Goéland leucophée en Loir-et-Cher. A Perthuis pp 99-101

N° 4 – Annales des rencontres ornithologiques de la région Centre - Tome 1. Museum d'Orléans, 15 février 1998

- Le Pic mar en Loir-et-Cher A Perthuis pp. 5-15
- Le Balbuzard pêcheur en région Centre J-L. Pratz pp 17 30
- Etude et protection de la Chouette chevêche dans le Gâtinais du Loiret D Boudeau pp 31-37
- La colonie d'Outarde canepetière dans le Boischaut nord (Indre et Loire et Cher) J.-M Lett et F. Hergott pp 39 57.
- Etude sur la colonie de Mouettes rieuses et mélanocéphales de Montlouis-sur-Loire P Cabard. pp. 59-75

REVUE FONDS D'INTERVENTION POUR LES RAPACES. *(F I R, 11, avenue du Château de la Malmaison, F 92500 RUEIL MALMAISON)*

1998, N° 32.– Transpyr 1997 O C L. p. 2

Finistère Faucons pèlerins D. Fiotté et E. Cozic, p 3

Faucon pèlerin et centre de soins J L. Frémillon pp. 6-7

Surveillance des aires de rapaces menacés. Rapport annuel 1997 V Paillat et Y. Tariel. pp. 10-21

Balbuzard pecheur Franche Comté. Projet Balbuzard. F. Vigneron p 22

Aigle de Bonelli La fin programmée. M. Terrasse. p 23

Vautours. Le retour dans les Alpes du Sud. Ch Tessier pp 27-28

Vautour percnoptère F. Laspreses. pp 29 30.

REVUE D'ECOLOGIE - TERRE ET VIE *(Société Nationale de Protection de la Nature, 7 rue Cels, F 75014 PARIS)*

1998, Vol. 53.– Végétation des dépendances vertes autoroutières influences d'un mode de gestion extensif et de milieu traversé. F. D. Meunier, C Gauriat, C Verheyden & P Jouventin pp 97 12.

REVUE SCIENTIFIQUE DU BOURBONNAIS ET DU CENTRE DE LA FRANCE. *(Société Scientifique du Bourbonnais pour l Etude et la Protection de la Nature, c/o M Aimard, 20, rue de la République, F 03000 AVERMES).*

1998 Le Cincle plongeur (*Cinclus cinclus*) en Bocage bourbonnais de l'ouest du département de l'Allier G. Bulidon pp. 27 30

Le Héron garde bœufs (*Bubulcus ibis*) en Auvergne G Bulidon pp 58-61

— LE SAINT-HUBERT *(Saint Hubert Club de France 10, rue de Lisbonne, F 75008 PARIS).*

1998, nouvelle série N° 18 – Les coupes sombres du grand pêcheur noir. G Le Puill. pp. 41-44.

N° 19.– Les lâchers de "rouges" contre la Bartavelle P Roche et J-J Pasquier pp. 34-35

— SCIENCE ET NATURE *(3, cité Paradis, F 75010 PARIS*

1998, Hors série N° 12 – Spécial Cigogne noire. 34 p

— LE SCHOENICLUS *(Station Ornithologique de Munchhausen B P. 14, F 67660 BETSCHDORF)*

1998, Vol. 3, Fasc. 1.– Chronologie migratoire et hivernage du Pipit spioncelle (*Anthus spinoletta*) au sein de la Réserve Naturelle de l'étang de la Mazière (Lot-et-Garonne). A. Dal Molin et L. Joubert pp 9-46

Fasc. 2.– Le Bruant des roseaux (*Emberiza schoeniclus*) à Munchhausen dans le nord du Bas-Rhin (France) (suite) (étude sur la migration post-nuptiale entre les années 1988 et 1996) P. Koenig et L. Schmitter pp. 17-33

Capture d'un Rougequeue noir (*Phoenicurus ochruros*) avec des caractéristiques "*cairii*" S Samtmann pp 47 48

— SPATULE *(LPO Loire-Atlantique, Maison des associations, 21, allee Baco F 44000 NANTES)*

1998, N° 6 -N° spécial: Oiseaux marins.– Phenologie, distribution et abondance de quelques oiseaux marins au large de l'estuaire de la Loire. B Recorbet pp 2 116

N° 7.– Chronique ornithologique - Loire-Atlantique 1996 LPO 44 (17 réd.). pp 5-44

Nidification récente du Tadorne de Belon (*Tadorna tadorna*) sur la Loire en amont de Nantes. J Le Bail. pp. 49 50

Concentration occasionnelle d'oiseaux d'eau sur les plaines inondables du val de Loire en amont d'Ancenis lors de la migration prénuptiale 1995. J. LE BAIL. pp. 5 - 56

Les laridés et sternidés hivernant en Loire-Atlantique ; Décembre 1996. G. MOPIN et J. POURREAU pp. 57-61.

Essai de denombrements des oiseaux d'une roselière de Couëron. P. GUERIAT pp. 62-66

Dénombrements des oiseaux des zones humides hivernant en Loire Atlantique -janvier 1997. Synthese pour le B.I.R.O.E. 44. J. POURREAU pp. 67-99

TERRE VIVE *(Societé d'Etudes du Milieu Naturel en M[illegible] F 71000 MACON)*

- 1994, N° 109 – Une observation de Cigogne noire. J.-P. Fèvre et J.-C. MALLARD p. 14

- 1998, N° 112 – Notules. F. et M. NICOLAS p. 2

— LE TICHODROME *(LPO Haute-Savoie. 24, rue de la Grenette, F 74370 METZ TESSY).*

1998, N° 3.– Calendrier ornithologique de Haute-Savoie. Synthèse Automne 1994 à été 1995. J. CHAMBRON, CH. PRÉVOST *et al.* pp. 2-45

Le Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*). Menace de destruction en Haute-Savoie. pp. 46-52

Le Harle bièvre (*Mergus merganser*). pp. 53-55

TIERCELET INFO *(Association L'Aile Brisée Sauver les Rapaces en Côte-d'Or, 9, rue Colson, F 21000 DIJON).*

1998, N° 7.– Recensement, surveillance et sauvetage des aires de Rapaces nicheurs.– Faucon pelerin (*Falco peregrinus*), Busards (*Circus sp.*). L. STRENNA. pp. 5-7

Etudes. + Recensement des Faucons crécerelles (*Falco tinnunculus*) nicheurs de l'agglomération dijonnaise p. 7

+ Etude sur les Faucons crécerelles (*Falco tinnunculus*) de la région de Saint Seine-l'Abbaye. L. STRENNA p. 9

— TRAVAUX SCIENTIFIQUES DE LA RESERVE DE L'ETANG DE BIGUGLIA

1997, T. 2.– Le statut des Limicoles de l'étang de Biguglia. Synthèse de 16 années d'observations (1977 à 1994). G. BONACCORSI, J.-P. CANTERA, A. DESNOS, G. FAGGIO et T. ROSSI. pp. 31-54

— TRAVAUX SCIENTIFIQUES DU PARC NATUREL REGIONAL ET RESERVES NATURELLES DE CORSE. *(Parc Naturel Regional de Corse, B.P. 417, F 20184 AJACCIO cedex).*

1993, N° 44 Esquisse de l'avifaune nicheuse de la zone humide de Canna-Gradugine. J.-P. CANTERA. pp. 65-80

1998, N° 58 Migration printanière des oiseaux dans le Cap Corse (Saisons 1994, 1995 et 1996). G. Faggio, T. ROSSI ET J.-P. CANTERA. pp. 1-58

Migration printanière des oiseaux dans le Cap Corse (Saison 1997). G. FAGGIO et T. ROSSI pp. 59-84

VAUCLUSE FAUNE *(Centre de Recherches Ornithologiques de Provence, F 26230 GRIGNAN.*

1998, T. 1, N° 8 – Chronique ornithologique vauclusienne (XV) 1996-1997. G. OLIOSO. pp. 1-8

N° 9 – Chronique ornithologique vauclusienne (XV suite) 1996-1997. G. OLIOSO. pp. 1-5

— WILDLIFE BIOLOGY *(Editorial Office. Grenaavej 12, Kalø, DK-8410 RONDE.*

Erratum **1997, Vol. 3, N° 3-4.–** Location and size of Capercaillie *Tetrao urogallus* leks in relation to territories of hens. E. MÉNONI. pp. 137-147

1998, Vol. 4, N° 1.– Hunting vulnerability and wintering strategy among waterfowl in Camargue, France. O. DEHORTER et A. TAMISIER. pp. 13-21

WOODCOCK AND SNIPE SPECIALIST GROUP NEWSLETTER *(Wetlands International WSSG)*

1998, N° 24 - Les activites du Réseau Bécasse en France. F. GOSSMANN et C. BASTAT-LEQUERRÉ. pp. 8-17

- *Erratum* **B.O.F.M. 1997**, *Alauda*, 2000, 3, p. 222, 1ère colonne

Intercaler avant le dernier paragraphe **1997, N° 40 -.**

C.O.R.A. CIRCULAIRE *(Centre Ornithologique Rhône-Alpes, Maison Rhodanienne de l'Environnement, 32, rue Ste Helene, F 69002 LYON).*

II. THÈSES, MÉMOIRES, RAPPORTS

- *Evolution intraspécifique et systeme de reproduction de la Gorgebleue à miroir* (Luscinia svecica). S. QUESTIAU. Thèse de Doctorat, Université de Grenoble. 1998. 98 pp.
- *Strategie d'utilisation des ressources chez une espece de rapace semi-colonial, le Busard cendré* (Circus pygargus). M. SALAMOLARD. Thèse de Doctorat

Université de Tours. 1998 200 p + annexes

• *Métabolisme énergétique lors du jeûne au froid chez la Chouette effraie* (Tyto alba). C. THOUZEAU Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard -Lyon I- 1998 188 p

• *Organisation des phytocénoses en milieu insulaire méditerranéen perturbé analyse des inter relations entre les colonies de Goélands leucophées et la végétation des îles de Marseille.* E V DAL These PhD Université Aix-Marseille III 1998

• *Situation du botulisme aviaire de type C en France Etude en milieu naturel.* K J B LO. Thèse de Doctorat vétérinaire, Ecole nationale vétérinaire de Lyon, Université Claude Bernard -Lyon I 1998. 140 p

• *Les vautours, équarrisseurs naturels des Grands Causses.* M CHASSAGNE ép. QUEFLENNEC. Thèse de Doctorat vétérinaire, Ecole nationale vétérinaire de Lyon, Université Claude Bernard -Lyon I. 1998 280 p

• *Le Grand Corbeau* (Corvus corax) *en Bretagne* [illegible] Thèse de Doctorat vétérinaire, Ecole [illegible] naire de Lyon. Université Claude Bernard Lyon I. 1998 273 p

• *Les animaux en anthroponymie et en toponymie alsaciennes* A -M IMBS. Thèse de Doctorat vétérinaire, Ecole nationale vétérinaire de Lyon, Université Claude Bernard Lyon I. 1998 139 p

• *La carte de risque appliquée à la gestion intégrée de la faune sauvage : Cas des étourneaux dans la ville de Rennes* A. TESSEYRE Memoire de DEA Environnement Temps, espaces, Sociétés Université Paris VII. 1998 63 p + annexes

• *Variations annuelles des conditions physiques et physiologiques chez la Gorgebleue à miroir* (Luscinia svecica namnetum *Mayaud*). T GESLIN Mémoire de DEA , Université de Rennes 1998 25 p

• *Application de deux méthodologies à bord d un chalutier pour étudier la distribution des oiseaux marins Distorsions révélées dans le Golfe du Lion en période estivale* S CONÉJERO Diplôme de l'Ecole pratique des Hautes Etudes, Université Montpellier 1998 124 p + annexes

• *L'apport de la biométrie à l étude phénologique de la migration de l Alouette des champs* (Alauda arvensis, Alaudidae). C. LEROUX ; Mémoire de Maîtrise 1998 45 p

• *Le Merle noir dans le Jardin des Plantes à Paris* C. ESTRADE. Mémoire de Licence de Biologie des Organismes et des Ecosystèmes, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI 1998 34 p

• *La Corneille noire* (Corvus corone corone) *au Jardin des Plantes à Paris. Effectifs, approche comportementale* B FOURNIER. Memoire de DEUG Sciences de la Vie et de la Nature Université Paris XI 1997. 30 p

• *Définition d un code des taches alaires sur les remiges de Goeland leucophée* (Larus cachinnans) A. S CONWAY. Stage Ecole Pratique des Hautes Etudes Université Montpellier II 1996 53 p

• *L'Outarde canepetière Statut d'un oiseau menacé en France Bibliographies* M.-C. GENEST Synthèse documentaire BEPS 1996 Dactylographié. Non paginé

• *Rapport annuel Station biologique Tour du Valat 1998.* Centre de recherches pour la conservation des zones humides 1998

Recensement du Butor étoilé en Camargue Y KAYSER p 40

La population de Héron pourpré C DEERENBERG, H HAFNER et F THOMAS. pp. 40-42

Les passereaux des roselieres B. POULAIN pp. 42-43

Suivi des Oies cendrées O PINEAU. p 52

Etude à long terme de l'Aigrette garzette et monitoring des autres Ardeidés coloniaux H HAFNER pp 57 58

Etude des Flamants roses. A JOHNSON. pp 59 60

Conservation des Charadriiformes coloniaux N SADOUL. pp 61 63.

• *Inventaire national des Heronnieres de France 1994* L MARION. Muséum National d'Histoire Naturelle/Ministere de l Environnement, Direction de la Nature et des Paysages 1997 119 p

• *Recensement national des Grands Cormorans hivernant en France durant l hiver 1996 1997. (Bilan corrigé du 28 juillet 1997).* L. MARION Ministere de l Environnement, D N P , Laboratoire d'évolution des systèmes naturels et modifiés, Muséum National d'Histoire Naturelle et Université de Rennes. 1997 7 p

• *Limicoles nicheurs de France Synthèse de l enquête nationale 1995-1996* B DECEUNINCK et R MAHEO LPO, *Wetlands International* / Ministère de l'Environnement, Direction de la Nature et des Paysages 1998. 101 p + Annexes

• *Limicoles séjournant en France janvier 1998* R MAHÉO *Wetlands International* Limicoles, Office National de la Chasse/Université de Rennes. 40 p

• *La migration des Grues cendrées en France Saison 1997-1998 (Synthese annuelle).* A MIONNET et al LPO Champagne Ardenne 8 p

• *Ecologie et dynamique des populations de canards nicheurs en Dombes* H TOURNIER. Université de Savoie 1997 24 p

• *Rapport Commission internationale Mer Méditerranee.* 35, 1998

• Distribution comparee des puffins (Procellariidés) dans le Golfe du Lion en juillet 1994. S. CONÉJERO et P BEAUBRUN pp 412-413

• Observations de Cétacés et d'oiseaux marins sur deux trajets Toulon (France) Port Said (Egypte) D. LÉA, X RUFFAY et P BEAUBRUN, pp 418-419

• *Rapport annuel du programme Cigogne noire* Ligue pour la Protection des Oiseaux /Office National des Forêts J SÉRIOT, L. MALY et M MÉTAIS 1998 19 p + Annexes

• *Observatoire du Patrimoine naturel des Réserves Naturelles de France. Analyse et bilan de l'enquête 1996* Reserves Naturelles de France/Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Red V FIERS. 1998 200 p

• *Analyse des risques aviaires et actions entreprises pour les réduire en 1996 et 1997* J L BRIOT et F GIANNONE Ministère de l'Equipement et des Transports, Direction de l'Aviation Civile, Service Technique de la Navigation Aérienne 1998. 36 p. + annexes

• *Dénombrements mensuels des Grands Cormorans aux dortoirs dans le bassin du Rhône Compte-rendu de la saison 1997 1998* J BROYER Office National de la Chasse, Birieux 1998 13 p

- *Oiseaux marins nicheurs de Bretagne 1995 1998* B. Cadiou Rapport de Contrat Nature, Bretagne vivante SEPNB/ Conseil général de Bretagne/ DIREN Bretagne 1998 121 p

III. LIVRES ET BROCHURES

- *Situation du Cormoran en Europe* Alliance europeenne [illegible] la ligne 1998 48 p.
- *L h[illegible] seaux de France, Suisse et Belgique.* Ch Vansteenwegen Delachaux et Niestlé, Lausanne 1998, 336 p
- *Les oiseaux des aérodromes français Prevention des risques aviaires.* J. L. Briot, A Eudot et F Giannone. Direction de l'Aviation civile Service Technique de la Navigation Aérienne. 64 p
- *Oiseaux nicheurs des Côtes d Armor, 1980-1990* Groupe d'Etudes Ornithologiques des Côtes-d'Armor 1998 218 p
- *Les animaux sauvages de la forêt de Fontainebleau.* Ph Lustrat. Ed. du Puits fleuri. 1998. 253 p
- *Camargue entre ciel et eau* Dir J Roché Privat, Toulouse. 1998 157 p
- *Oiseaux de Vanoise Guide de l ornithologue en montagne* Ph. Lebreton et J -P Martinot Libris. 1998 240 p
- *Reiseführer Natur Korsika, Sardinien.* J Kaltzky BLV 1998 159 p
- *Carnets naturalistes en Bourgogne.* P Vaucoulon et A. Chiffaut Nathan, Paris. 1998 122 p
- *Bird observations in the Cévennes National Park, France June 1998.* O Frimer et Ph Provençal Natural History Museum, Arhus, Denmark 9 p
- *ERG 1997 Etat des Réserves du GONm. Annee septembre 1996 a août 1997.* G Debout *et al.* Groupe Ornithologique Normand. Caen 1998. 67 p
- *Proceedings 1st meeting of the European Ornithologist's Union*, Bologna, August 28-30, 1997, F. Spina - A Grattarola eds , *Biol. Conserv. Fauna*, 1998, 102
- Choice of winter quarter in Avocets (*Recurvirostra avosetta*) H Hoetker pp. 118-122
- *Migrations et sites d escales.* Actes du 36e Colloque interrégional d'ornithologie Neuchâtel (Suisse), 1996 *NOS OISEAUX*, suppl 2 (1998)
- Le Rhin franco-allemand, site d importance internationale pour l'hivernage des oiseaux d'eau A. Hurstel et R Sané pp 13-26 Complement p 23, *in Nos Oiseaux*, 1999 N° 455
- Etude des migrations transméditerranéennes au moyen d'[illegible] caméra infra rouge Directions de vol et topographie régionale. C Rivera et B Bruderer, pp 37-50
- Premiers éléments sur la migration prénuptiale sud lémanique le site de Hucel à Thollon-les-Memises (Haute-Savoie, France). J C Baillet et H Dupuich pp. 61-70
- Expansion des laridés en Camargue populations en bonne santé ou dysfonctionnement N Sadoul pp. 83-86
- Especes en forte expansion doit-on intervenir ? Red O Biber et M Antoniazza pp. 109-112
- *Cap sur les migrations des oiseaux.* B. Loyer. 1998 Nathan, Paris. 128 p (Picardie) baie de Somme. pp 39-42, (Bretagne) Ouessant pp. 46-49. (Bretagne) golfe du Morbihan. pp 50-54 (Pyrénées) col d'Organbidexka, pp 55-59. (Provence) delta du Rhône ou Camargue pp 65-68 Les Grues cendrees en Champagne. pp 69-7[illegible].
- *Tiero de referènci binoumiau dis aucèu de Prouvènço* A et J Michel Bechet, Mantenènço de Prouvènço dóu Felibrige. Draguignan 1998 73 p.

EN BREF...

- **Australian Ornithological Conference** [illegible] NSW Australia)
  Contact : AOC 2001 Conference Secretariat, Conference Solutions, po Box 238 Deakin West ACT 2600, Australie (birds@con sol com).

- **Le 17e festival international du film ornithologique** [illegible] Deux Sevres).
  Contact Mainate, BP 5 Rue de Saint-Maixent, 79340 Menigoute (05 49 69 90 09).

3475 : DISTANCE D'ENVOL DE QUELQUES ESPÈCES D'OISEAUX D'EAU HIVERNANT EN BAIE DE SOMME

Dans un précédent travail, la distance d'envol de huit espèces d'oiseaux d'eau présents en période estivale avait permis de constater des différences importantes entre les espèces, selon qu'elles sont chassables ou non, hormis pour le Tadorne de Belon, particulièrement craintif, malgré le statut de protection dont il bénéficie depuis près de quarante années (TRIPLET *et al.*, 1998). La même expérience a été menée en période hivernale et permet d'apporter une contribution supplémentaire à la valeur et aux limites de la méthode des distances d'envol.

Méthodes

Un télémètre à faisceau laser permet de mesurer la distance séparant un oiseau isolé ou en groupe de l'observateur. Ce dernier marche lentement en direction des oiseaux en prenant soin de mesurer la distance le séparant d'eux. La mesure définitive est conservée à l'envol des oiseaux. L'opération est répétée sur d'autres groupes monospécifiques d'oiseaux, afin d'éviter les interactions entre espèces, notamment un envol déclenché par la réaction de fuite d'individus d'une espèce plus sensible que d'autres. Ne sont retenues que les espèces pour lesquelles au moins cinq données ont été recueillies au cours des hivers 1998-1999 et 2000-2001.

Résultats

Douze espèces, autres que l'Huîtrier pie analysé ailleurs (TRIPLET *et al.*, 1999) fournissent suffisamment de données pour permettre une analyse. Le Grand Gravelot et le Bécasseau variable sont les deux espèces les moins sensibles à l'approche d'un humain, tandis que les Canards pilet et colvert sont les espèces répondant les plus rapidement à un dérangement (FIG. 1). Bien qu'espèces chassables, le Pluvier argenté et le Bécasseau maubèche présentent des distances de fuite relativement courtes alors que le Tadorne de Belon, tout comme au cours de la période estivale, figure parmi les espèces présentant les plus grandes distances d'envol.

Ces extrêmes en terme de distance d'envol correspondent également à des extrêmes en terme de masse. L'ensemble des données indique une relation significative (FIG. 2 ; $R^2 = 0,64$; $P = 0,001$) entre la masse moyenne des différentes espèces (DEL HOYO *et al.*, 1992, 1994) et la distance d'envol. Seul le Goéland argenté ne répond pas à cette relation, avec des distances d'envol courtes pour une espèce présentant une des masses les plus importantes. Les faibles valeurs trouvées traduisent l'habitude de côtoyer les humains acquise par cet oiseau. Ce cas particulier a donc été ôté de l'analyse.

Discussion

La distance d'envol varie selon les espèces entre 46 et 227 mètres en moyenne. Cette distance est apparemment liée à la masse des oiseaux, lien qui n'avait pas été décrit jusqu'à présent.

Si l'on considère ce facteur masse, la plupart des espèces se situent au voisinage de la courbe établie, qu'elles soient protégées (Grand Gravelot, Bécasseau variable et Aigrette garzette) ou chassées (Bécasseau maubèche, Chevaliers gambette et arlequin, Courlis cendré et Canard pilet), le Tadorne n'apparaît plus comme une espèce particulièrement craintive puisque sa distance d'envol est inférieure à ce qu'elle pourrait être pour un oiseau de cette taille. Les Canards pilet et colvert (ce dernier montrant une distance d'envol supérieure à celle attendue), diffèrent quant à leur méfiance. Le fait que la première espèce se cantonne presque exclusivement dans la Réserve Naturelle en hivernage tandis que la seconde fréquente également

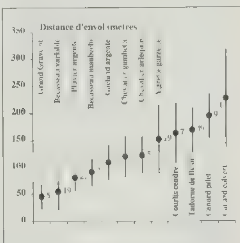


FIG. 1 – Distance d'envol des douze espèces étudiées au cours de la saison hivernale.
Takeoff distance for 12 studied species in winter.

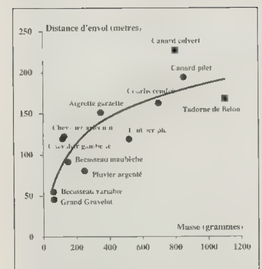


FIG. 2. – Relation entre la masse des oiseaux et la distance d'envol. L'Huîtrier pie est ajouté aux espèces précédemment étudiées, avec une distance d'envol moyenne de 119 mètres (d'après TRIPLET *et al.* 1999).

*Relationship between bird species weight and take-off distance. Oystercatcher is added with an average takeoff distance of 119 meters /(*TRIPLET *et al. 1999)*

des secteurs chassés explique probablement cette divergence.

De nombreux facteurs peuvent entrer en ligne de compte pour expliquer l'envol des oiseaux, notamment leur état physiologique qui peut diminuer la distance chez des espèces où elle est normalement plus élevée (HILL *et al.*, 1997). Même si la distance d'envol doit être considérée comme l'indicateur le moins mauvais pour évaluer l'effet d'une activité humaine sur un groupe d'oiseaux, sa mesure met en évidence des différences de sensibilité entre espèces, des différences liées à la nature de la source de dérangements et à sa fréquence ou encore des différences liées au site étudié (SMIT & VISSER, 1993; TRIPLET *et al.*, 1998). Cette contribution apporte un élément nouveau à prendre en considération et permet une meilleure approche d'un comportement qui, pour le moment, reste un des plus faciles à utiliser pour caractériser les dérangements.

Un panel d'espèces plus étendu permettrait probablement d'élucider les causes de cette variabilité des distances d'envol: statut réglementaire actuel des espèces, zones fréquentées (chassées ou protégées) et appartenance systématique (Anatidés, Limicoles, Ardeidés, Laridés...). Cependant, il ne faut pas négliger le fait que même si cette étude apporte des éléments pouvant permettre la mise en place de mesures de gestion, elle repose sur une série de dérangements qu'il est préférable d'éviter.

REMERCIEMENTS

à Arnaud LENGIGNON pour l'aide apportée à cette étude.

BIBLIOGRAPHIE

- DEL HOYO (J.), ELLIOT (A.) & SARGATAL (J.) 1992.- *Handbook of the birds of the World, vol. I, Ostrich to Ducks.* Vol. III. 1996. *Hoatzin to Auks.* Lynx Edicions, Barcelona.
- HILL (D.), HOCKIN (D.), PRICE (D.), TUCKER (G.), MORRIS (R.), TREWEEK (J.) 1997.– Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. *J. Appl. Ecology*, 34: 275-288.
- SMIT (C.J.) & VISSER (G.J.M.) 1993.– Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and the Delta area. *Wader Study Group Bull.*, 68: 6-19.
- TRIPLET (P.), BACQUET (S.), MORAND (M. E.), LAHILAIRE (L.) 1998.– La distance d'envol, un indicateur de dérangements: l'exemple de quelques espèces d'oiseaux en milieu estuarien. *Alauda*, 66: 199-206.
- TRIPLET (P.), BACQUET (S.), LENGIGNON (A.), OGET (F.), FAGOT (C.) 1999.– Effets de dérangements sur l'Huîtrier pie (*Haematopus ostralegus*) en Baie de Somme. *Gibier Faune Sauvage*, 15: 45-64.

Patrick TRIPLET
SMACOPI, RN Baie de Somme
Station Biologique de Blanquetaque
1, place de l'Amiral Courbet,
F-80 100 Abbeville
triplet@baie-de-somme.org

François SUEUR
Groupe Ornithologique Picard
Le Bout des Crocs,
F-80 120 Saint-Quentin-en-Tourmont
sueur@baie-de-somme.org

Michel URBAN
Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage
Station Biologique de Blanquetaque
F-80132 Port-le-Grand

3476 : MAROUETTE POUSSIN *Porzana parva* EN CORSE ET EN MÉDITERRANÉE : UNE SYNTHÈSE DES DONNÉES

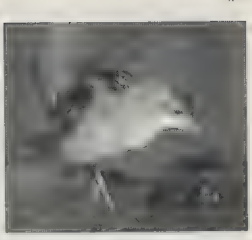
Espèce aux mœurs discrètes (GÉROUDET, 1978), la Marouette poussin *Porzana parva* demeure si prompte à s'effacer que les données la concernant sont souvent très parcellaires et elle passe aisément inaperçue (SNOW & PERRINS, 1998). Il existe même, à son propos, des contradictions entre les auteurs (e.g. SNOW & PERRINS, *op. cit.* ; TAYLOR & VAN PERLO, 1998).

Après avoir nidifié, principalement en Europe orientale (HAGEMEIJER & BLAIR, 1997 ; TUCKER & HEATH, 1994 ; SNOW & PERRINS, *op. cit.* ; TAYLOR & VAN PERLO, *op. cit.*), elle part hiverner plus au sud, mais ses lieux d'hivernage demeurent mal connus (DEL HOYO *et al.*, 1996 ; SNOW & PERRINS, *op. cit.*). Au retour, lors du mouvement prénuptial, elle traverse de nouveau la Méditerranée afin d'atteindre ses sites de reproduction (TAYLOR & VAN PERLO, *op. cit.*).

Dans le cadre de cette synthèse, nous nous proposons de définir le statut de ce petit rallidé à l'échelon méditerranéen, en précisant dès à présent que l'essentiel des informations relatives au Proche-Orient se limiteront à Israel (SHIRIHAI, 1996) et que pour la Corse, seule une partie des données a été validée par le CHN. Enfin, pour chacune des périodes de l'année seront distinguées : la Corse, les autres îles, puis les zones continentales : Europe, Afrique du Nord et Proche-Orient.

MIGRATION PRÉNUPTIALE

Cette période fournit la quasi totalité des informations obtenues en Corse (THIBAULT & BONACCORSI, 1999). Les mentions s'échelonnent entre le 22 février et le 2 juin, avec un maximum fin mars-début mai (N données = 137 de 1979 à 1999, 4 en février, 33 en mars, 71 en avril, 28 en mai et 1 en juin (BONACCORSI, 1994a et b, 1998a et b, *in prep.*, BRUNSTEIN ALBERTINI, 1981, CANTERA, 1993, CLAVIER *et al.*, *in prep.* ; FAGGIO & ROSSI, 1998, FAGGIO *et al.*, 1998 et bibliographie citée ; THIBAULT, 1980). Il s'agit le plus souvent d'isolés. Par exception, jusqu'à 5 spécimens furent observés simultanément (Capitello 29 mars 1987 et le 30 mars 1998, GB). La durée du séjour d'un individu n'est pas toujours aisée à préciser, mais dans les cas où ceci fut possible, elle a varié d'un jour à plus d'une semaine, avec un record pour un spécimen noté du 21 mars au 14 avril 1998 (BONACCORSI, 1999) ou encore un couple du 27 mars au 24 avril 1996. La très grande majorité des rencontres provient de la région d'Ajaccio et singulièrement du site de Capitello du fait d'une forte pression d'observation exercée sur cette localité (période 1982-1999, GB). Par comparaison,



seule une dizaine de mentions avait été obtenue dans le Cap Corse entre 1979 et 1999 (Barcaggio et Macinaggio), sans doute suite à une faible pression d'observation qui a probablement biaisé le résultat. Des efforts de recherche portant sur cette marouette, à partir du début des années 1990 ont montré sa régularité dans le Cap (G. B., G. FAGGIO, B. RECORBET & T. ROSSI...). Si l'on considère que le total insulaire, pour la période étudiée (1979-1999), est de 142 mentions, le printemps représente à lui seul 96 % du total.

Dans les autres îles, elle est également plus commune à cette époque et y a été notée entre la fin du mois de février et le mois de mai, surtout en avril. Là aussi, il s'agit souvent d'isolés, mais, au moins dans certains cas, des groupes ont pu être rencontrés tant aux Baléares (BANNERMAN & BANNERMAN, 1982, MAYOL, 1990, DIAZ *et al.*, 1996) qu'en Sardaigne (GRUSSU, 1996), qu'en Sicile où le record est de 10 individus (IAPICHINO & MASSA, 1989), à Malte (SULTANA & GAUCI, 1982), dans les îles grecques (HANDRINOS & AKRIOTIS, 1997), ou enfin à Chypre avec un maximum de 50 (FLINT & STEWART, 1992). À noter, que les effectifs les plus importants furent mentionnés à l'extrême est du bassin méditerranéen (Chypre) et que partout le passage est soumis à des fluctuations inter-annuelles, plus ou moins importantes.

Sur les zones continentales, l'espèce est notée de manière régulière (SNOW & PERRINS, *op. cit.*). Elle est observée pour l'essentiel, de mars et parfois dès février (cas de l'Espagne en particulier), jusqu'à mai en Europe depuis l'Espagne jusqu'à la Grèce (DIAZ *et al.* *op. cit.* ; SNOW & PERRINS, *op. cit.* ; TUCKER & HEATH, *op. cit.* ; HANDRINOS & AKRIOTIS, *op. cit.*). À signaler, qu'en France continentale elle peut-être rencontrée de façon ponctuelle sur l'ensemble du littoral depuis le Languedoc-Roussillon jusqu'aux Alpes-Maritimes (DUBOIS *et al.*, 2000) mais elle demeure toujours repré-

sentée par de faibles effectifs (e.g. 1 à 2, *in* DUBOIS & CHN, 1995a et b, 1996, 1997, DUBOIS, FRÉMONT & CHN, 1998; FRÉMONT & CHN, 1999, 2000).

En Afrique du Nord, elle a été rencontrée, en tant que migratrice prénuptiale, entre mars et mai, très rarement au mois de juin (HEIM DE BALSAC & MAYAUD, 1962; MAYAUD, 1965, BUNDY, 1976, GOODMAN & MEININGER, 1989, ISENMANN & MOALI, 2000) et dans la mesure des informations disponibles, elle reste représentée par de faibles effectifs, le plus fréquemment des isolés, même si jusqu'à 6 individus ont été observés simultanément en avril en Égypte (GOODMAN & MEININGER, *op. cit.*)

Au Proche-Orient, elle a surtout été mentionnée en tant que migratrice, notamment en Israël (SHIRIHAI, *op. cit.*) entre février et juin : avant tout en mars ainsi qu'en avril

—

En résumé *: la Marouette poussin est une migratrice printanière régulière, tant dans les principales îles que sur le pourtour continental de la Méditerranée. Elle a été principalement observée de mars à mai (extrêmes : février-juin) et en particulier en avril. Les effectifs sont généralement faibles (1 à 6) et ne dépassent les 10 spécimens que par exception. La partie orientale semble recevoir un plus fort contingent que l'ouest de la zone étudiée.*

PÉRIODE DE NIDIFICATION

L'espèce est absente de Corse à cette époque (THIBAULT & BONACCORSI, *op. cit.*) ainsi que de la plupart des autres îles (HAGEMEIJER & BLAIR, *op. cit.*) à l'exception d'une nidification marginale dans l'est de la Sicile (MESCHINI & FRUGIS, 1993) de même qu'aux Baléares (PURROY, 1997).

Sur les zones continentales, son statut est souvent difficile à préciser (HAGEMEIJER & BLAIR, *op. cit.*; TAYLOR & VAN PERLO, *op. cit.*).

En Europe, elle demeure très localisée et représentée par de faibles effectifs (TUCKER & HEATH, *op. cit.*; SNOW & PERRINS, *op. cit.*). En Espagne, elle est avant tout nicheuse localement en Catalogne (PURROY, *op. cit.*). En France, sa nidification n'est que soupçonnée dans la partie méridionale (ISENMANN, 1993; ORSINI, 1994; YEATMAN BERTHELOT & JARRY, 1994, ROCAMORA & YEATMAN BERTHELOT, 1999, DUBOIS *et al.*, 2000). Elle y avait été prouvée autrefois (e.g. en 1954 en Camargue, ISENMANN, *op. cit.*). Notons toutefois la présence exceptionnelle récente de chanteurs en été en Camargue (juillet 1995, Y. KAYSER, *in* DUBOIS & CHN, 1996). En Italie, sa population se situe entre 20 et 50 (80) couples (TUCKER & HEATH, *op. cit.*; MESCHINI & FRUGIS, *op. cit.*). En ex-Yougoslavie, elle compterait plus de 150 couples (TUCKER & HEATH, *op. cit.*), ce qui est remarquable. Enfin, en Grèce elle oscille entre 10 et 50 paires (HANDRINOS & AKRIOTIS, *op. cit.*).

En Afrique du Nord, elle a parfois été citée comme nicheuse mais, cependant, sans preuve pour la majorité des pays (THOMSEN & JACOBSEN, *op. cit.*; BUNDY, *op. cit.*, HOLLOM *et al.*, 1988; HEIM DE BALSAC & MAYAUD, *op. cit.*, ISENMANN & MOALI, *op. cit.*; SNOW & PERRINS, *op. cit.*). Ainsi, une donnée marocaine en date de juin 1933 concernait-elle seulement un migrateur tardif (HEIM DE BALSAC & MAYAUD, *op. cit.*). En Égypte, sa reproduction déjà mentionnée de façon exceptionnelle dans le passé, et parfois mise en doute, n'a pas été retrouvée récemment (GOODMAN & MEININGER, *op. cit.*, SNOW & PERRINS, *op. cit.*). Enfin, en Algérie, elle avait été prouvée au XIXe siècle (ISENMANN & MOALI, *op. cit.*).

Au Proche-Orient, c'est une nicheuse très rare en Turquie (TAYLOR & VAN PERLO, *op. cit.*, et elle n'y est signalée que comme nicheuse probable *in* SNOW & PERRINS, *op. cit.*). Elle ne se reproduit pas en Israël mais la présence d'estivants non nicheurs a été constatée (SHIRIHAI, *op. cit.*).

En résumé *: elle ne nidifie que par exception dans les îles, localement en Europe continentale et marginalement ailleurs, en Afrique du Nord et au Proche-Orient.*

MIGRATION POSTNUPTIALE

L'espèce est peu commune en Corse son passage irrégulier y est marginal (BONACCORSI, 1994a et b; THIBAULT & BONACCORSI, *op. cit.*). Seuls des isolés furent rencontrés, à 5 reprises entre 1979 et 1999, pour l'essentiel sur le site de Capitello (4 mentions). Par exception, un groupe de 3 a été noté à Canna-Gradugine le 7 septembre 1999 (une adulte).

Les oiseaux furent mentionnés entre le 7 septembre et le 3 novembre. Les observations furent réalisées en 1986, 1997 et 1999 : 2 en septembre, 2 en octobre et 1 en novembre, représentant seulement 4 % des données insulaires (5/142). La durée du séjour a varié de 1 à 3 jours : une du 29 au 31 octobre 1997 et 1 du 13 au 16 octobre 1999.

Dans les autres îles, sa présence a été signalée, de manière irrégulière, depuis la mi-août jusqu'au début du mois de novembre et toujours avec de faibles effectifs (GRUSSU, *op. cit.*; IAPICHINO & MASSA, *op. cit.*; HANDRINOS & AKRIOTIS, *op. cit.*; SULTANA & GAUCI, *op. cit.*, BANNERMAN & BANNERMAN, *op. cit.*; DIAZ *et al.*, *op. cit.*, FLINT & STEWART, *op. cit.*).

Sur les zones continentales, en Europe elle est très peu commune, de mi-août à la fin octobre (DEL HOYO *et al.*, *op. cit.*; SNOW & PERRINS, *op. cit.*; GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.*, 1973; HANDRINOS & AKRIOTIS, *op.*

cit.) Parfois, elle a été rencontrée dès juillet et dans le courant du mois d'août en France méridionale (RONZIER, *in* DUBOIS & CHN, 1997 ; THIBAULT *et al.*, 1997 ; ISENMANN, *op. cit.* ; DUBOIS *et al.*, *op. cit.*, DUBOIS & CHN, 1995a et b, 1996, 1998 ; FRÉMONT & CHN, 1999, 2000 ; E. DIDNER, *in litt.*)

En Afrique du Nord, de manière générale, elle est peu commune à rare et faiblement représentée d'août à octobre (GOODMAN & MEININGER, *op. cit.* ; SNOW & PERRINS, *op. cit.* ; HEIM DE BALSAC & MAYAUD, *op. cit.* ; TAYLOR & VAN PERLO, *op. cit.* ; ISENMANN & MOALI, *op. cit.* ; BUNDY, *op. cit.* ; THOMSEN & JACOBSEN, *op. cit.*)

Enfin, au Proche-Orient, la Marouette poussin est observée de la mi-juillet jusqu'à la fin du mois de novembre et surtout de la mi-août à la fin septembre, en Israel (SHIRIHAI, *op. cit.*).

En résumé *tant sur les îles, qu'en régions continentales, le mouvement postnuptial débute marginalement en août parfois dès juillet, est plus sensible en septembre et octobre, puis s'achève en novembre. Il ne concerne que des effectifs réduits et aucune région de la Méditerranée ne semble privilégiée à cette époque de l'année.*

HIVERNAGE

L'espèce n'a jamais été mentionnée en Corse au cours de l'hivernage (THIBAULT & BONACCORSI, *op. cit.*, GB). Dans les autres îles, la présence de cette marouette relève de l'exception (GRUSSU, *op. cit.*, IAPICHINO & MASSA, *op. cit.* ; HANDRINOS & AKRIOTIS, *op. cit.* ; SNOW & PERRINS, *op. cit.*), et il n'est pas impossible qu'une partie au moins des mentions obtenues en décembre puissent se référer à des migrateurs tardifs (e.g. Malte, SULTANA & GAUCI, *op. cit.*). En fait, les seules mentions d'hivernage avéré, mais marginal, proviennent de Chypre (FLINT & STEWART, *op. cit.*, SADLER & SADLER, 1998)

Sur les zones continentales, en Europe les cas sont exceptionnels (YEATMAN BERTHELOT, 1991 ; GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.*, *op. cit.*, SNOW & PERRINS, *op. cit.* ; TAYLOR & VAN PERLO, *op. cit.*) Serait-elle un peu plus régulière très localement en Espagne à cette époque (DIAZ *et al.*, *op. cit.*) ?

En Afrique du Nord, elle n'est présente que de manière exceptionnelle en hiver du Maroc à la Lybie (SNOW & PERRINS, *op. cit.*). Certains auteurs pensant même que les mentions relatives à son hivernage sont douteuses (HEIM DE BALSAC & MAYAUD, *op. cit.* ; ISENMANN & MOALI, *op. cit.*), ou n'en font pas état (BUNDY, *op. cit.* ; THOMSEN & JACOBSEN, *op. cit.*). Par contre, elle hiverne en Égypte (GOODMAN & MEININGER, *op. cit.*) On ne peut que s'étonner alors de l'attribution, par certains auteurs, du statut d'hivernante régulière à cette marouette dans l'ensemble de l'Afrique du Nord (*in* TAYLOR & VAN PERLO, *op. cit.*)

Au Proche-Orient, elle est régulière, mais faiblement représentée, en Israel (SHIRIHAI, *op. cit.*) et elle semble absente des autres pays de cette région (SNOW & PERRINS, *op. cit.* ; DEL HOYO *et al.*, *op. cit.* ; TAYLOR & VAN PERLO, *op. cit.*)

En résumé, *il découle des informations lacunaires, que l'hivernage n'est régulier qu'en Égypte et en Israel. Les autres secteurs, îles et régions continentales, n'accueillant, tout au plus, que des migrateurs tardifs ou des hivernants exceptionnels.*

CONCLUSION

Dans l'aire géographique considérée, la Marouette poussin est avant tout une migratrice, surtout notée au printemps (de février à juin) et en particulier de mars à mai. Elle est une nicheuse rare, principalement localisée dans le sud-est européen. Le mouvement postnuptial qui intervient de juillet à novembre, reste prioritairement concentré en septembre-octobre avec de faibles effectifs et est plus diffus que le passage prénuptial. Ce rallidé n'est qu'un hivernant très localisé et peu fréquent dans l'ensemble de la Méditerranée. Le même type d'habitat semble recherché dans toute cette région, sauf lorsque quelques spécimens épuisés se réfugient provisoirement sur des sites atypiques.

REMERCIEMENTS

Ceux ci vont à Mme Évelyne BRÉMOND-HOSLET (MNHN) et à Jean Claude THIBAULT (PNRC), pour les documents fournis. Enfin, à Raphael JORDAN pour le prêt de revues et à Eric DIDNER.

BIBLIOGRAPHIE

• BANNERMAN (D.-A.) & BANNERMAN (W.-M.) 1982 – *The Birds of the Balearics Islands.* Croom Helm, Beckenham • BONACCORSI (G.) 1994a. Les marouettes dans la basse vallée de la Gravona durant la période 1980-1994. *Trav. sci. Parc nat. rég. & rés. nat. Corse*, 47 : 83-88 • BONACCORSI (G.) 1994b.– Avifaune de la basse vallée de la Gravona et du Prunelli. *Trav. sci. Parc nat. rég. & rés. nat. Corse*, 49 : 1-88 • BONACCORSI (G.) 1998a. Complément à l'avifaune de la basse vallée de la Gravona et du Prunelli. *Trav. sci. Parc nat. rég. & rés. nat. Corse*, 58 : 113-142 • BONACCORSI (G.) 1998b – Nouveau complément à l'avifaune de la basse vallée de la Gravona. *Trav. sci. Parc nat. rég. & rés. nat. Corse*, 58 : 143-172 • BONACCORSI (G.) 1999.– Comportement de la Marouette poussin *Porzana parva* en halte migratoire. *Ornithos*, 6 : 46-49. • BONACCORSI (G.) *in prep.* –

Nouveau complément à l'avifaune de la basse vallée de la Gravona : du 1er juillet 1998 au 31 décembre 1999. *Trav. sci. Parc nat. rég. & rés. nat. Corse.* • BRUNSTEIN ALBERTINI (D.) 1981 – *Observations sur la migration printanière des oiseaux au Cap Corse.* Association des amis du Parc naturel régional de la Corse, Ajaccio. • BUNDY (G.) 1976.– *The Birds of Lybia.* BOU check-list series n° 1, British Ornithologists' Union, Tring.

• CANTERA (J.-P.) 1993 – Esquisse de l'avifaune nicheuse de la zone humide de Canna-Gradugine. *Trav. sci. Parc nat. rég. & rés. nat. Corse*, 44 : 65-80. • CLAVIER (J.-L.), CANTERA (J.-P.), FAGGIO (G.), BONACCORSI (G.) & ROSSI (T.) *in prep.*– La migration printanière des oiseaux dans le Cap Corse (saisons 1998 & 1999). *Trav. sci. Parc nat. rég. & rés. nat. Corse.*

• DEL HOYO (J.), ELLIOTT (A.) & SARGATAL (J.) 1996.– *Handbook of the Birds of the World*, vol. III, Lynx Edicions, Barcelona. • DIAZ (M.), ASENSIO (B.) & TELLERIA (J.-L.) 1996. *Aves Ibericas* vol. 1 no paseriformes. J.-M. Reyero Editor, Madrid. • DUBOIS (P.-J.) & CHN 1995a. Les oiseaux rares en France en 1993. *Ornithos*, 2 : 1-19. • 1995b. Les oiseaux rares en France en 1994. *Ornithos*, 2 : 145-167. • 1996. Les oiseaux rares en France en 1995. *Ornithos*, 3 : 153-175. • 1997. Les oiseaux rares en France en 1996. *Ornithos*, 4 : 141-164. • DUBOIS (P.-J.), FRÉMONT (J.-Y.) & CHN 1998. Les oiseaux rares en France en 1997. *Ornithos*, 5 : 153-179. • DUBOIS (P.-J.), LE MARÉCHAL (P.), OLIOSO (G.) & YÉSOU (P.) 2000 – *Inventaire des oiseaux de France métropolitaine.* Nathan, Paris.

• FAGGIO (G.) & ROSSI (T.) 1998 – Migration printanière des oiseaux dans le Cap Corse (Saison 1997). *Trav. sci. Parc nat. rég. & rés. nat. Corse*, 58 : 59-84. • FAGGIO (G.), ROSSI (T.) & CANTERA (J.-P.) 1998 – Migration printanière dans le Cap Corse (Saisons 1994, 1995 et 1996). *Trav. sci. Parc nat. rég. & rés. nat. Corse*, 58 : 1-58. • FLINT (P.-R.) & STEWART (P.-F.) 1992. *The Birds of Cyprus.* BOU checklist series n° 6, British Ornithologists' Union, Tring. • FRÉMONT (J.-Y.) & CHN 1999. Les oiseaux rares en France en 1998. *Ornithos*, 6 : 145-172. • 2000 – Les oiseaux rares en France en 1999. *Ornithos*, 7 : 146-173.

• GÉROUDET (P.) 1978. *Grands Echassiers, Gallinacés et Râles d'Europe.* Delachaux & Niestlé, Neuchâtel & Paris. • GLUTZ VON BLOTZHEIM (U.), BEZZEL (K.-M.) & BAUER (E.) (eds.) 1973. *Handbuch der Vogel Mitteleuropas*, vol. 5. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main. • GOODMAN (S.-M.) & MEININGER (P.-L.) (eds.) 1989. *The Birds of Egypt.* Oxford University Press, Oxford. • GRUSSU (M.) 1996 – Check list of the Birds of Sardinia (first part). *Riv. Ital. Orn.*, 65 : 113-122.

• HAGEMEIJER (W. J. M.) & BLAIR (M. J.) (eds.) 1997 – *The EBCC atlas of European Breeding Birds : their Distribution and Abundance.* T & AD Poyser London. • HANDRINOS (G.) & AKRIOTIS (T.) 1997.– *The Birds of Greece.* Helm, London. • HEIM DE BALSAC (H.) & MAYAUD (N.) 1962 – *Les oiseaux du Nord Ouest de l'Afrique.* Lechevalier, Paris. • HOLLOM (P.-A.-D.), PORTER (R.-F.), CHRISTENSEN (S.) & WILLIS (I.) 1988 – *Birds of Middle East and North Africa.* T & AD Poyser, Calton.

• IAPICHINO (C.) & MASSA (B.) 1989 – *The Birds of Sicily.* BOU checklist series n° 11, British Ornithologists Union, Tring. • ISENMANN (P.) 1993. *Oiseaux de Camargue - Birds of Camargue.* Société d'Etudes Ornithologiques de France, Brunoy. • ISENMANN (P.) & MOALI (A.) 2000.– *Les Oiseaux d'Algérie - The Birds of Algeria.* Société d'Etudes Ornithologiques de France, Brunoy.

• MAYAUD (N.) 1965. Contribution à l'ornithologie du Nord Ouest de l'Afrique. *Alauda*, 32 : 34-50. • MAYOL (J.) 1990. *The Birds of the Balearics Islands.* Edition Moll, Mallorca. • MERCIECA (C.), MANWELL (M.) & SULTANA (J.) 1999 – Systematic list. *Il Merill*, 29 : 30-57. • MESCHINI (E.) & FRUGIS (S.) 1993.– *Atlante degli uccelli nidificante in Italia.* Supplemento alle *Ricerche di Biologia della Selvaggina*, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, vol. XX.

• ORSINI (P.) 1994. *Les oiseaux du Var.* Association pour le Muséum d'Histoire Naturelle de Toulon, Toulon.

• PURROY (F. J.) (coord.) 1997 – *Atlas de las aves de España (1975-1995).* SEO/Birdlife. Lynx edicions, Barcelona.

• SADLER (A. E.) & SADLER (J. E.) (eds.) 1998 – *Annual report 46* ed. Cyprus Ornithological Society, Larnaca. • SHIRIHAI (H.) 1996. *The Birds of Israel.* Academic Press, London. • SNOW (D.-W.) & PERRINS (C.-M.) (eds.) 1998. *The Birds of the Western Palearctic.* Concise edition, vol. I, Oxford University Press, Oxford. • SULTANA (J.) & GAUCI (C.) 1982 – *A new guide to the birds of Malta.* Malta Orn. Soc., Lavalette.

• TAYLOR (B.) & VAN PERLO (B.) 1998 - *Rails : a guide to the Moorhens, Crakes, Rails and Coots of the world.* Pica press, Mountfield. • THIBAULT (J.-C.) 1980. *Observations sur la migration des oiseaux au Cap Corse.* Association des amis du Parc naturel régional de la Corse, Ajaccio. • THIBAULT (J.-C.) & BONACCORSI (G.) 1999 – *The Birds of Corsica.* BOU checklist series n° 17, British Ornithologists' Union, Tring. • THIBAULT (M.), KAYSER (Y.), TAMISIER (A.), SADOUL (N.), CHÉRAIN (Y.), HAFNER (H.), JOHNSON (A.), ISENMANN (P.) 1997. Compte rendu ornithologique camarguais pour les années 1990-1994. *Terre et Vie, revue d'Ecologie*, 52 : 261-315. • THOMSEN (P.) & JACOBSEN (P.) 1979 – *The Birds of Tunisia.* Copenhague. • TUCKER (G. M.) & HEATH (M. F.) 1994 – *The Birds in Europe : Their Conservation Status.* Birdlife Conservation Series n° 3, Birdlife International, Cambridge.

• YEATMAN BERTHELOT (D.) 1991. *Atlas des oiseaux de France en hiver.* Société Ornithologique de France, Paris. • YEATMAN BERTHELOT (D.) & JARRY (G.) 1994. *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France.* Société Ornithologique de France, Paris.

Gilles BONACCORSI,
Immeuble azalée, Chemin de Biancarello,
20090 Ajaccio.

3477 : NIDIFICATION DU CHOCARD A BEC JAUNE, *Pyrrhocorax graculus*, A 1 190 MÈTRES D'ALTITUDE EN HAUTE-MAURIENNE (SAVOIE)

Alpine Chough Pyrrhocorax graculus *breeding at 1 190 m above sea level in Haute Maurienne (Savoie, French Alps).*

Les nidifications de Chocard à bec jaune à moins de 1 700 m d'altitude sont très rares dans les Alpes françaises. En Haute-Savoie, les données actuellement disponibles font état de reproductions à 1 730 m au Mont Lachat (Ph. LEBRUN, comm. pers.) et peut-être à 1 500 m environ à la Montagne du Charbon dans les Bauges en Haute-Savoie (B. SONNERAT, comm. pers.) alors que dans le département des Hautes-Alpes, CORAIL (1999) et LEBRETON (1977) signalent des nidifications à 1 650 mn à Ceüse et 1 250 m à Saint-Étienne en Devoluy. En Savoie, la limite inférieure s'établit à 2 150 m en Tarentaise (A. MIQUET, inédit) et était jusqu'à présent de 1 800 m en Haute-Maurienne près du col du Mont-Cenis (obs. pers.).

Dans cette dernière vallée, Guido MEEUS et moi-même avons découvert au printemps 2000 un nid situé à 1 190 m d'altitude au lieu-dit "Rocher des Amoureux" sur la commune de Villarodin-Bourget. Ce rocher est un énorme bloc de calcaire triasique d'environ 40 m de haut sur 60 m de côté, placé dans un endroit assez dégagé, en bordure d'une route et environné de quelques haies hautes et de cultures. Il tient lieu d'école d'escalade. Dans les environs immédiats du site, nous avons noté la présence d'espèces thermophiles telles que la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), la Huppe fasciée (*Upupa epops*), le Bruant zizi (*Emberizia cirlus*) et le Lézard vert (*Lacerta viridis*).

Le 17 mai 2000, deux adultes sont observés à l'entrée d'une faille horizontale étroite sise dans la face nord du bloc à environ 15 m de hauteur. Le nid est placé assez profondément dans cette ouverture et des cris de jeunes sont notés lors de nourrissages dès le 23 mai et jusqu'au jour de l'envol qui a eu lieu le 29 juin.

Cette reproduction à basse altitude appelle plusieurs remarques.

Les chocards supportent apparemment bien la proximité des grimpeurs, car ce site d'accès facile peut être très fréquenté lors des beaux jours d'avril à octobre, bien que les abords immédiats du nid ne soient pas accessibles.

• Au pied de la falaise, sous le nid, une faille laisse passer un petit courant d'air très frais (10 °C le 31 mai et 11 °C le 20 septembre alors que la température ambiante à l'ombre était de 20 °C). Le nid bénéficiait probablement de cette fraîcheur constante que semble rechercher le Chocard pour élever sa progéniture.

• La date d'envol, le 29 juin, est relativement hâtive puisque les données habituelles pour les couples vivant en Vanoise (entre 2000 et 3000 m d'altitude) s'étalent entre la dernière décade de juillet et la première d'août sauf exceptions : deux jeunes hors du nid le 17 juillet 1996 dans les gorges du Doron de Termignon à 2 230 m d'altitude (obs. pers.).

La ponte a pu être déposée, en se référant aux durées moyennes d'incubation et d'élevage de l'espèce (ROSELAAR *in* CRAMP & PERRINS, 1994) aux alentours du 26 avril. Ceci peut s'expliquer par le fait que les zones d'approvisionnement des adultes - nous les avons vus à de nombreuses reprises s'élever en direction du col du Barbier (2 340 m d'altitude) - sont des prairies alpines et subalpines orientées au sud donc relativement chaudes où la végétation est en avance (présence d'une graminée steppique : *Stipa pennata*). Cela représente des trajets à forte dénivellation, sans doute au moins 800 mètres d'ascension à chaque nourrissage, mais les chocards savent parfaitement utiliser les ascendances thermiques et autres courants aériens locaux pour économiser leur énergie.

Nous ne pouvons affirmer si cette reproduction est un fait nouveau ou si elle révèle une hypothétique tendance à l'expansion de l'espèce vers les basses altitudes. Il est tout à fait possible qu'elle soit ancienne et qu'elle ait échappé à notre attention. Des observations d'adultes ont aussi été réalisées en période de reproduction dans des sites naturels favorables de la vallée de Maurienne vers 700 m d'altitude et doivent nous inciter à rechercher d'autres reproductions à basse altitude comme celles signalées par exemple dans le Pays basque français à 500 m (DENDALETCHE & SAINT-LÈBE, 1988). Il existe également en Suisse des sites de nidification vers 900 à 1 000 m d'altitude dans le canton de Berne (SCHMID *et al.*, 1998).

BIBLIOGRAPHIE

• CRAMP (S.) & PERRINS (C.M.) 1994.– *Handbook of the Birds of the Western Palearctic*. Vol. III. Oxford University Press, Oxford.

• CORAIL (M.) 1999.– Faune sauvage des Alpes du Haut-Dauphiné, Vol. II : *Les Oiseaux*.

• DENDALETCHE (C.) & SAINT-LEBE (N.) 1988.– Le Chocard à bec jaune : un corvidé de haute altitude. *Acta biologica montana*, 8 : 147-170.

• LEBRETON (P.) 1977.– *Atlas ornithologique Rhône-Alpes. Les oiseaux nicheurs rhônalpins*. CORA. Lyon.

• SCHMID (H.) LUDER (R.), NAEF-DANZER (B.), GRAF (R.) & ZBINDEN (N.) 1988.– Atlas des oiseaux nicheurs de Suisse. Station Ornithologique de Sempach. 462 p.

Jean-François DALIX
(avec la collaboration de Guido MEEUS)
F- 73500 Sollières-Sardières



SOCIÉTÉ D'ÉTUDES ORNITHOLOGIQUES DE FRANCE

S.E.O.F. (ASSOCIATION DE LOI 1901) SIRET : 39838849600018 - APE 7317

Rédaction et secrétariat de la S.E.O.F. : Muséum National d'Histoire Naturelle, Laboratoire d'Écologie Générale - 4, avenue du Petit Château - F-91800 Brunoy.
Tél : 01 47 30 24 48. Fax : 01 60 46 57 19. **E-mail : quetzalcom@libertysurf.fr**

Siège social, bibliothèque (demande de photocopies et commande de livres) et Service des échanges de la S.E.O.F. : Muséum National d'Histoire Naturelle, Laboratoire de Zoologie (Mammifères et Oiseaux) - 55, rue Buffon, F-75005 Paris. Ouverture de la bibliothèque tous les après-midi du mardi au vendredi de 14h00 à 16h30 et le mercredi matin de 10h30 à 13h00. Tél. : 01 40 79 38 34 ou 01 40 79 30 64 - Fax : 01 40 79 30 63. E-mail : seof@mnhn.fr

---

COTISATIONS ET ABONNEMENTS EN 2002

SOCIÉTAIRES FRANÇAIS - INDIVIDUELS (inclus le service de la revue)
Cotisation 2002 .... 39 Euros
Jeunes moins de 20 ans (joindre un justificatif)... 31 Euros

SOCIÉTAIRES ÉTRANGERS - INDIVIDUELS (inclus le service de la revue)
Cotisation 2002 .... 43 Euros

ABONNEMENT À LA REVUE ALAUDA POUR LES NON-SOCIÉTAIRES (ORGANISMES)
France.. 43 Euros
Étranger .... 49 Euros

CCP : 3739245 M La Source – VAT FR7939838849600018

Tous les règlements doivent être libellés au nom de la Société d'Études Ornithologiques de France. Les paiements de l'étranger sont obligatoirement effectués sous forme de Carte Visa, de mandat international ou de chèque bancaire libellé en euros et payable en France.
Les eurochèques ne sont pas acceptés.

LOUIS JEAN
Dépôt légal : 655 septembre 2001
Commission Paritaire des Publications : n° 69897

Couverture : (Martinet des maisons © Georges Olioso FR ISSN 0002-4619)

SOMMAIRE

NOTES

CONTENTS

NOTES